



PROGRAMME **INTERREG CARAÏBES**



Institut de recherche
pour le développement



LA CARTOGRAPHIE DES MANGROVES DE LA CARAÏBE PAR SATELLITE Synthèse bibliographique Revue des acteurs Action 5



IM-2010-081002

B. de GAULEJAC (IMPACT-MER)
M. CLADEN, A.BEGUE (CIRAD)

Cette **synthèse bibliographique** a été réalisée dans le cadre de l'action 5 du programme Interreg **CARIBSAT**.

Ce document a pour objectif de présenter les travaux de cartographie des mangroves réalisés dans la caraïbe par des moyens satellitaires.

Il s'agit d'un document généraliste à l'attention des personnes intéressées par les mangroves et leurs moyens d'étude satellitaire, document d'interface qui n'a pas la prétention de synthétiser les connaissances ni sur les mangroves, ni sur les satellites.

Les techniques aéroportées ne sont pas ici abordées.

Pour plus d'informations <http://caribsat.com>

Remerciements :

L'auteur tient à remercier l'ensemble des partenaires scientifiques de l'action 5 du programme Caribsat ainsi que G. Tollu pour leur relecture attentive et leurs critiques constructives.

LA CARTOGRAPHIE DES MANGROVES DE LA CARAÏBE PAR SATELLITE

Synthèse bibliographique
Revue des acteurs

TABLE DES MATIERES

1 LA MANGROVE	4
1.1 GENERALITES	4
1.2 LES MANGROVES DE LA CARAÏBE	5
2 LA TELEDETECTION	7
2.1 DEFINITIONS	7
2.2 ACQUISITION DES DONNEES.....	7
2.2.1 <i>Les capteurs</i>	8
2.2.2 <i>Les satellites</i>	9
2.3 UTILISATION DES DONNEES.....	11
3 TELEDETECTION DE LA VEGETATION	12
3.1 POTENTIALITES DES PRODUITS DE TELEDETECTION	12
3.2 APPORT DE LA TELEDETECTION OPTIQUE.....	13
3.2.1 <i>Signatures spectrales des composantes du couvert végétal</i>	13
3.2.2 <i>Signatures spectrales des couverts végétaux</i>	15
3.2.3 <i>Les indices de végétation</i>	16
4 MANGROVE ET TELEDETECTION	16
4.1 CARTOGRAPHIE STATIQUE DE LA MANGROVE	16
4.1.1 <i>Principe et cartographie des mangroves en télédétection</i>	16
4.1.2 <i>Classification et cartographie de la mangrove</i>	17
4.1.3 <i>Extraction des limites mangroves/mer et des chenaux intérieurs fins</i>	18
4.2 CARACTERISATION DE LA STRUCTURE DES MANGROVES.....	18
4.2.1 <i>Paramètres structuraux de la canopée et réflectance des communautés d'espèces</i>	18
4.2.2 <i>LAI et NDVI</i>	19
4.2.3 <i>Biomasse de la mangrove et texture de l'image</i>	20
4.2.4 <i>Les capteurs radar</i>	21
4.3 DYNAMIQUE DES MANGROVES PAR ANALYSE DIACHRONIQUE.....	21
4.3.1 <i>Utilisation des séries temporelles d'images pour le suivi des mangroves</i>	21
4.3.2 <i>Cartographie diachronique et suivi de la mangrove sur le long terme</i>	22
4.3.3 <i>Détection des changements abrupts</i>	23
5 CARTOGRAPHIE DE LA MANGROVE PAR TELEDETECTION DANS LA CARAÏBE INSULAIRE	25
6 PERSPECTIVES	28
7 ACTEURS.....	28
8 BIBLIOGRAPHIE	30
9 ANNEXES	36

1 LA MANGROVE

1.1 Généralités

Les mangroves constituent un écotone entre le milieu terrestre et le milieu marin, d'une grande originalité structurale et fonctionnelle (Betoulle, 1998). Elle constitue un écosystème bien défini, une zone de transition écologique. Constitué par l'association de plantes arborescentes ou arbustives regroupées sous le terme de palétuviers, cet écosystème d'interface se développe dans la zone intertidale des régions intertropicales (Kathiresan *et al.*, 2001).

Les facteurs conditionnant l'existence des mangroves sont une température minimale supérieure à 16°C, et une zone intertidale étendue et non rocheuse, protégée de la houle (Marius, 1989). Il existe également des mangroves sur substrat dur non corallien. La température doit être relativement constante tout au long de l'année. Colonisant un milieu très contraignant (hydromorphie du substrat, inondations périodiques, salinité...), les palétuviers se caractérisent par leurs adaptations morphologiques (racines aériennes, pneumatophores...) ou physiologiques (glandes excrétrices de sels...) (Cantera, 1991). Les forêts les plus développées sont associées à un faible hydrodynamisme, une côte protégée, d'abondants apports en eau douce, permettant l'apport et l'accumulation de vases organiques et une salinité comprise entre 5 et 30 mg.l⁻¹ (Lacerda *et al.*, 1993). Avec des conditions environnementales optimales, les mangroves atteignent leur croissance maximale ; des *Rhizophora* de 50 m de hauteur et de plus de 1 m de diamètre ont été observés en Equateur et Colombie (Lacerda, Conde *et al.*, 1993). Composées d'espèces halotolérantes adaptées aux zones intertidales, ces forêts sont pauvres en espèces végétales, particulièrement sur les côtes est et ouest de l'Atlantique tropical.

Les mangroves colonisent près de 75% des côtes et des deltas (Day *et al.*, 1987) entre les latitudes 25°N et 25°S. Elles peuvent se maintenir localement jusqu'à 32°N et 28°S sous l'effet de courants marins chauds (Blasco, 1991).

Les mangroves sont présentes dans 124 pays. Leur surface mondiale est estimée à 18,1 millions d'hectares (Spalding *et al.*, 1997), les plus grandes superficies se rencontrent en Asie et en Afrique. Cet écosystème est en régression en de nombreux secteurs : 20 % de la superficie (3,6 millions d'hectares) a disparu depuis 1980. L'impact anthropique sur les écosystèmes côtiers est fort, et la compétition entre l'aquaculture, l'agriculture, les infrastructures, le tourisme constitue la cause majeure de régression de cet écosystème. Les fortes diminutions de surface de mangrove observées en Asie, Caraïbe et Amérique latine dans les années 80 proviennent essentiellement de la conversion de zones de mangrove en secteur aquacole ou complexe touristique (FAO, 2007). Cette disparition de couverture en mangrove est estimée à plus de 35 % pour les 20 dernières années (Valiela *et al.*, 2001).

Les mangroves ont des **fonctions écologiques essentielles** :

- dans les chaînes trophiques côtières (Laegdsgaard *et al.*, 2001), (Dittmar *et al.*, 2001)
- dans la protection du littoral contre l'érosion marine et comme zone tampon lors de passage de cyclone (Thampanya *et al.*, 2006)
- Dans la régulation hydraulique et la fonction d'épuration (Impact-Mer, 2009)
- Dans leur fonction d'habitat pour la faune et la flore (substrat pour les peuplements sessiles, refuge et nurserie, lieu de nourrissage), (Toffart, 1980), (Bouchon-Navaro *et al.*, 1997), (Nagelkerken, 2007)

- En tant que réservoir de biodiversité (Guelorget *et al.*, 1983)
- Dans l'interconnexion récif-herbier-mangrove (Kopp *et al.*, 2007).

Les mangroves présentent également un **intérêt économique** (Hamilton *et al.*, 1984),(Kovacs, 1999).

1.2 Les mangroves de la Caraïbe

L'écosystème mangrove se rencontre dans toutes les îles de la Caraïbe. Un document de synthèse (FAO, 2007) présente les estimations les plus récentes des superficies de mangrove par pays.

Ces informations ont été tirées d'une évaluation FAO/PNUE et de la plus récente évaluation des ressources forestières mondiales réalisée par la FAO en 2000 (FRA 2000). Par ailleurs, une recherche bibliographique a apporté des informations complémentaires (les premières estimations datant de 1918).

Grâce à ces informations, la FAO a dressé une liste actualisée de l'estimation la plus récente et fiable pour chaque pays, essentiellement à partir des inventaires nationaux ou de l'analyse des images satellitales. L'application de l'analyse de régression, à partir de données antérieures, a ensuite permis de déduire – pour chaque pays – des estimations pour les années 1980 et 1990 ainsi qu'une estimation extrapolée pour l'année 2000. Afin d'établir une évaluation la plus pertinente et exhaustive possible de la situation des mangroves, la FAO a mis à jour les résultats préliminaires qui, pour ce faire, ont été transmis pour validation et information à tous les pays et régions présentant des mangroves (124). Une **recherche bibliographique** successive, la **collaboration active avec des experts nationaux et internationaux en mangrove** et **l'analyse des images satellitales** ont ultérieurement contribué à la préparation du rapport définitif (FAO, 2007).

Les données pour les îles de la Caraïbe concernées par le projet Caribsat sont les suivantes :

Iles	Evaluation fiable la plus récente ; Superficie mangrove (ha)	Année de la donnée	Superficie estimée en 2005 (ha) (FAO, 2007)
Anguilla	90	1991	90
Antigua et Barbuda	1175	1991	700
Aruba	420	1986	420
La Barbade	4	2004	4
La Dominique	10	1991	9
Grenade	255	1992	215
Guadeloupe	2950	1997	2950
Martinique	1840	1998	1800
Montserrat	5	1991	5
Antilles néerlandaises	1138	1980	1000
Saint Kitts et Nevis	79	1991	70
Sainte Lucie	200	2002	200
Saint Vincent et les Grenadines	51	1991	50
Trinidad et Tobago	7150	1991	7000
TOTAL	15367		14513

Tableau 1 : superficie de mangrove par île Caraïbe concernée par le projet Caribsat.

Les mangroves de la Caraïbe appartiennent à la zone biogéographique occidentale, constituée des mangroves américaines, caribéennes et ouest-africaines et qui ne comptait jusqu'à récemment que 7 espèces de palétuviers.

Toutefois, deux espèces de palétuviers originaires de l'indo-pacifique ont fait souche dans le sud de la Floride, à partir d'un jardin botanique : *Bruguiera gymnorhiza* et *Lumnitzera racemosa* (Fouquereau *et al.*, 2009).

Les mangroves antillaises présentent seulement 6 espèces de palétuviers, ce qui représente une des plus faibles diversités au monde. Trois espèces sont dominantes *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* L. et *Laguncularia racemosa* L. Les espèces *A. schaueriana* Stapf & Leechman, *Conocarpus erectus* L. sont peu abondantes.

Les îles antillaises, au relief volcanique accusé, présentent une frange littorale étroite, et un faible marnage du fait de leur situation océanique. De ce fait, la zone intertidale favorable au développement des mangroves est étroite, inférieure à quelques centaines de mètres de largeur. La zonation de ceintures parallèles au rivage est fortement marquée aux Antilles. Des peuplements quasi monospécifiques, physionomiquement très contrastés se succèdent de la mer vers la terre. Cette répartition est déterminée par la tolérance des espèces à la salinité et à l'inondation, liées à la marée et aux apports d'eau douce du bassin versant (Imbert, 2002).

- **ceinture côtière** : *Rhizophora* est le genre dominant.
- **ceinture arbustive** : au dessus des marées quotidiennes, elle est dominée par *A. germinans*, qui forme une strate arborescente clairsemée. *Rhizophora* dans ce contexte présente un port arbustif.
- **ceinture interne** : sous l'influence des écoulements des bassins versants, peuplement élevé dominé par *Rhizophora*.
- **ceinture externe** : constitue une zone de transition. Le peuplement est dominé par *Laguncularia* en zone inondable, et par *A. germinans* si la topographie est accusée et l'exondation prolongée.

Les ouragans constituent dans les régions où ils sévissent le principal moteur de la dynamique forestière en mangrove (Imbert, 2002). Avec un temps de retour sur un même site de 20 à 30 ans, les cyclones imposent aux mangroves des Antilles des cycles sylvigénétiques très courts qui induisent un rajeunissement périodique des structures forestières (Roth, 1992) traduit par des diamètres moyens faibles et une hauteur dominante inférieure à 20 m.

L'action 5 menée dans le cadre du programme Interreg Caribsat va suivre la dynamique de la mangrove après un événement cyclonique. À partir d'images aériennes et satellitaires prises avant et après le cyclone DEAN qui a frappé la Martinique en août 2007 un suivi diachronique sera réalisé et des indicateurs de l'impact du cyclone sur la végétation seront conçus à partir de données multi spectrales.

Le pétrole est le polluant qui affecte le plus les mangroves des Caraïbes, entraînant la défoliation voire la mort des arbres et la perte des espèces animales sessiles et vagiles associées. Les hydrocarbures sont persistants dans les sédiments pour des décennies et modifient les taux de recrutement (Ellison *et al.*).

Dans les Caraïbes, les mangroves se rencontrent le long des côtes insulaires et en bordure d'étangs. Des mangroves d'estuaires s'observent seulement dans les pays ou existent des hydro systèmes significatifs, tels que Sainte Lucie et Trinidad et

Tobago. Dans ces pays, les arbres peuvent atteindre de grandes hauteurs. À Anguilla, île calcaire où les mangroves se développent en bordure d'étangs salés, *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* peuvent atteindre respectivement des hauteurs de 25 et 20 m ; des arbres de cette taille ne sont pas connus ailleurs dans des conditions similaires (FAO, 2007).

Une revue des mangroves par territoire a été réalisée par la FAO (2007). Elle présente pour chacune des îles de la Caraïbe :

- une description de la végétation, les usages et les menaces
- la liste des espèces d'arbres
- les estimations de surface de mangrove à l'échelle nationale
- l'évolution de cette surface dans le temps.

Cette revue est en cours d'actualisation.

La mise en place de collaborations régionales au sein du programme Caribsat pourrait permettre d'optimiser les résultats de la recherche et de mieux connaître ces écosystèmes au sein de la Caraïbe.

2 LA TELEDETECTION

2.1 Définitions

On entend par télédétection « l'ensemble des connaissances et techniques utilisées pour déterminer des caractéristiques physiques et biologiques d'objets par des mesures effectuées à distance, sans contact matériel avec ceux-ci » (*Journal Officiel de la République Française du 17-04-97*).

La télédétection est aussi « la discipline scientifique qui regroupe l'ensemble des connaissances et des techniques utilisées pour l'observation, l'analyse, l'interprétation et la gestion de l'environnement à partir de mesures et d'images obtenues à l'aide de plates-formes aéroportées, spatiales, terrestres ou maritimes. Comme son nom l'indique, elle suppose l'acquisition d'informations à distance, sans contact direct avec l'objet détecté » (Bonn *et al.*, 1992).

2.2 Acquisition des données

Les principes physiques de la télédétection sont explicités de façon très claire dans le document (Mequignon *et al.*, 2005) dont sont extraites les caractéristiques techniques données ci-après.

Les travaux en télédétection de caractérisation des écosystèmes mettent en œuvre différents types de capteurs (aéroportés/ spatiaux, actifs/passifs) qui offrent :

- des mesures dans différentes bandes spectrales (du visible aux micro-ondes),
- des résolutions variables (de Landsat TM 30x30m aux photos aériennes numérisées 0.5x0.5m)
- des fréquences d'acquisition variables (annuelle ou saisonnière).

2.2.1 Les capteurs

Les capteurs sont aéroportés ou spatiaux.

On distingue deux types de capteurs :

- les capteurs **passifs** qui mesurent le rayonnement solaire réfléchi ou le rayonnement émis par des objets cibles. Ils sont inopérants si le ciel est sombre ou nuageux.
- Les capteurs **actifs** qui émettent leur propre source de rayonnement et en mesurent la part réfléchie (rétrodiffusée) par des objets cibles. Le capteur actif le plus employé en télédétection est le radar.

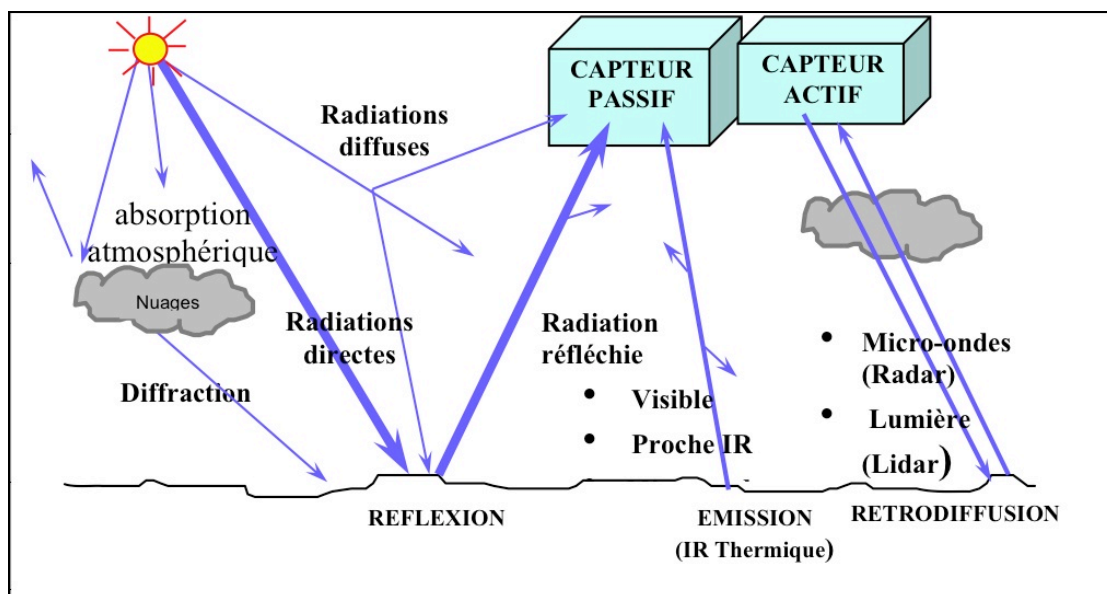


Figure 1 : les capteurs en télédétection (Mequignon et al., 2005)

Parmi les capteurs passifs on distingue :

- les **capteurs optiques dans le domaine réflectif** (détecteurs multi spectraux et hyper spectraux) : ils mesurent le rayonnement électromagnétique **dans les bandes visible et infrarouge (proche et moyen)**.
- les **capteurs optiques dans le domaine émissif** ou **capteurs thermiques**, qui mesurent le rayonnement émis par la surface dans l'**infrarouge thermique**.

Parmi les capteurs actifs, on distingue :

- le **radar**, qui émet et reçoit du rayonnement dans les micro-ondes.
- le **LiDAR** qui émet et reçoit du rayonnement dans le visible et le proche infrarouge.

L'instrument émet un signal vers le sol et détecte l'écho de celui-ci, c'est-à-dire qu'il mesure l'onde qui se reflète sur la surface terrestre.

La **résolution spatiale** est la mesure de la plus petite séparation angulaire ou linéaire entre deux objets, habituellement exprimée en radians ou en mètres. En d'autres termes, c'est la superficie de la surface terrestre représentée par un **pixel**. Enfin l'acquisition d'une même scène se fait suivant deux modes principaux :

- le **mode panchromatique** où une seule image est produite à partir de toutes les longueurs d'ondes du spectre visible et souvent d'une partie du proche infrarouge traduite en niveau de gris (on parle de large bande),

- ou le **mode multi spectral** où plusieurs images sont prises simultanément chacune dans une région différente du spectre électromagnétique (on parle de bandes étroites).

Les capteurs multispectraux aéroportés et l'utilisation de photographies aériennes ne sont pas abordés ici. Ils seront présentés dans un prochain document qui aura pour objectif d'identifier et de caractériser de façon simple les techniques disponibles et les outils adaptés afin de répondre aux attentes des gestionnaires du territoire et de la protection de l'environnement.

2.2.2 Les satellites

Il existe aujourd'hui plus d'une centaine de capteurs d'observation de la Terre en orbite (Figure 2). Nous présentons dans ce chapitre les principaux satellites haute résolution (HRS) et très haute résolution (THRS) spatiale qui sont utilisés dans le domaine de la cartographie et de la gestion des ressources naturelles.

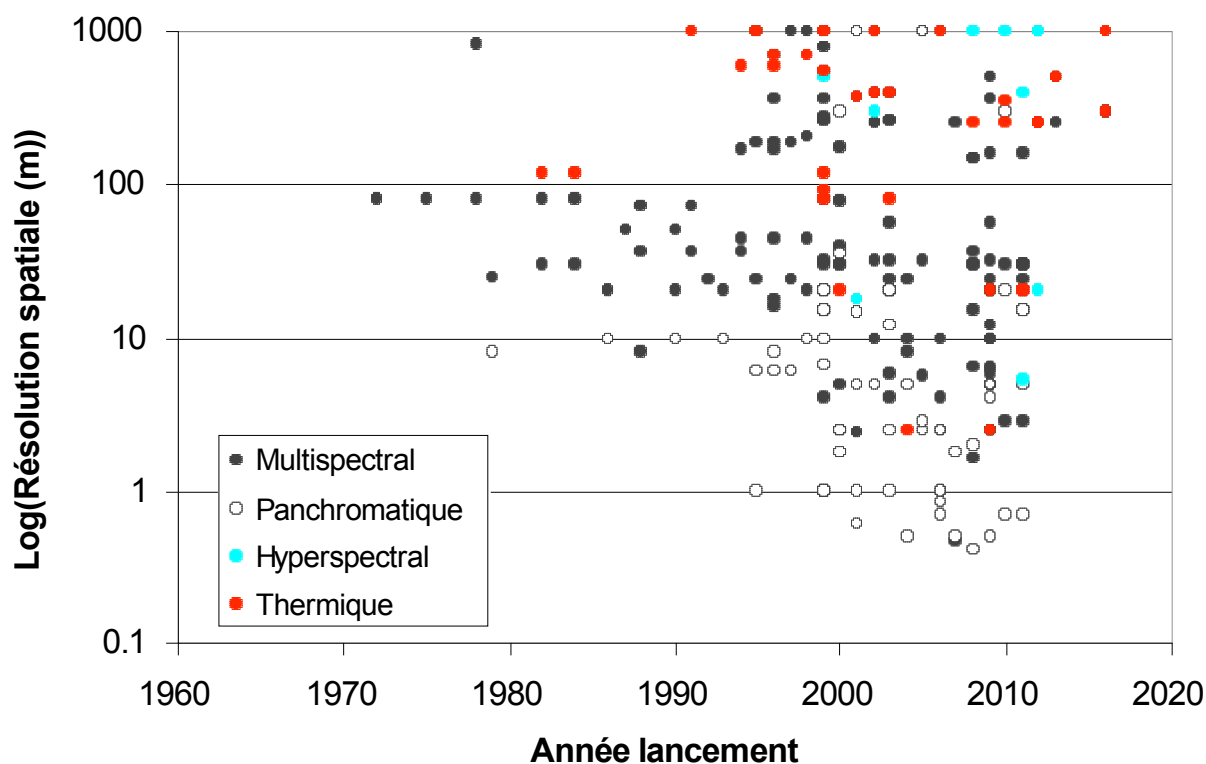


Figure 2 : Offre satellitaire en matière d'observation de la Terre dans le domaine optique (Bégué, communication personnelle 2010 d'après les données recueillies sur le site : http://gdsc.nlr.nl/gdsc/information/earth_observation/satellite_database (janv. 2010).

Les informations suivantes sont en partie extraites de (Mequignon et al., 2005). Le lecteur souhaitant des précisions sur les caractéristiques techniques des différents capteurs embarqués devra se reporter à ce guide technique très complet. Pour plus de détails, l'adresse [http](http://www.caribsat.com) des catalogues est également indiquée.

a) Landsat (catalogue : <http://glovis.usgs.gov/>)

Le premier satellite civil d'observation de la Terre a été Landsat en 1972. Il embarquait un capteur MSS (Multi Spectral Scanner) dont les pixels mesuraient environ 80 mètres de côté. Depuis, six autres satellites Landsat ont été envoyés en orbite. La seconde génération de satellites Landsat fait son apparition en 1982 avec l'envoi de Landsat 4, qui embarqua un Thematic Mapper (TM) en plus du MSS. Le capteur TM comporte 7 bandes spectrales (bleu, vert, rouge, proche infrarouge, 2 moyen infrarouge et infrarouge thermique). Les images Landsat MSS (Multi Spectral Scanner) et TM (Thematic Mapper) présentent l'avantage d'être acquises dans le monde entier et sur une période continue de plus de 38 ans. Les images Landsat sont gratuites et libres de droit.

b) Spot (catalogue : <http://www.spotimage.fr/>)

La principale caractéristique du système de SPOT est la capacité de programmer les satellites selon les besoins du client. Un satellite SPOT peut revisiter un même site tous les deux ou trois jours en moyenne (la fréquence dépend de la latitude du site et des priorités de programmation du satellite). La constellation des 4 satellites SPOT (2 en fonctionnement aujourd'hui) peut atteindre chaque partie de la Terre en un jour donné.

La charge utile de chaque satellite Spot est constituée de deux instruments optiques identiques pouvant effectuer des observations obliques, jusqu'à +/- 27 degrés de la verticale du satellite, d'enregistreurs de données et d'un système de transmission des images vers des stations de réception au sol.

Chaque instrument peut indifféremment acquérir des images en mode panchromatique ou multi spectral (vert, rouge, proche infrarouge, moyen infrarouge) de façon indépendante ou simultanée. Pour l'acquisition simultanée de couples d'images stéréoscopiques, le satellite Spot 5 emporte en plus un instrument HRS (Haute Résolution Stéréoscopique).

Spot 5 offre une résolution de données (2,5 m) 4 fois plus fine qu'avec SPOT 1 à 4. Cette haute résolution combinée avec une grande largeur de scène (60 km x 60 km) est un actif clef pour de nombreuses applications comme la cartographie et la surveillance des écosystèmes..

c) ERS (catalogue : <http://catalogues.eoportal.org/eoli.html>)

Les satellites ERS 1 et 2 sont gérés par l'Agence Spatiale Européenne (ESA). Ils disposent à bord d'un radar imageur, le SAR (Synthetic Aperture Radar), qui opère en bande C (longueur d'onde d'environ 5 cm). Les images radar proposées, en particulier de la mer, des côtes et des continents ont une résolution spatiale d'une vingtaine de mètres. Indifférent, contrairement à SPOT, aux nuages qui couvrent la planète, ERS contribue à l'étude et à la surveillance de l'environnement (déforestation, avancement des déserts, pollution marine...).

d) Ikonos (catalogue : <http://www.geoeye.com/>)

Le lancement d'Ikonos le 24 septembre 1999 n'était pas juste le lancement du premier satellite à très haute résolution spatiale (THRS) commercial mais aussi le lancement d'une nouvelle ère dans le monde de la télédétection. Ikonos fournit des images panchromatiques d'une résolution de 1 m et des images multispectrales (bleu, vert, rouge et proche infrarouge) d'une résolution de 4 m. De plus, sa visée hors nadir, allant jusqu'à 60° selon n'importe quel azimuth, lui permet une meilleure fréquence d'imagerie et de plus grandes capacités stéréoscopiques.

GeoEye propose également un produit "Pan-Sharpned" composé d'images multispectrales à 1 m de résolution spatiale (combinaison de l'information spatiale des données panchromatiques avec le contenu spectral des données multispectrales).

CARIBSAT Project web site : www.caribsat.com

Les qualités de l'imagerie Ikonos en font un outil idéal pour la cartographie, la révision de carte et la mise à jour de SIG (planification, choix de site, développement et contrôle environnemental).

e) QuickBird (catalogue : <http://www.digitalglobe.com/>)

Lancé en 2001, QuickBird est semblable au satellite Ikonos mais avec une meilleure résolution spatiale : 0.61 m pour le panchromatique et 2,4 m pour le multispectral (bleu, vert, rouge et proche infrarouge). Les bâtiments, les voitures et même de grands arbres individuels peuvent être reconnus sur des images QuickBird.

f) TerraSAR-X

TerraSAR-X a été lancé en juin 2007. TerraSAR-X est un Radar à Synthèse d'Ouverture (SAR en anglais), bande X, à matrice active, capable d'acquérir des données jusqu'à 1 m de résolution, quelles que soient les conditions météorologiques, de jour comme de nuit. La répétitivité de TerraSAR-X est de 11 jours. Cependant, sa capacité à observer des 2 côtés de sa trajectoire lui permet d'acquérir n'importe quel point de la Terre tous les 4,5 jours ; 90% de ces points sont atteints tous les 2 jours. Sa THRS et sa bande X mieux adaptée aux applications terrestres en font un outil très innovant dans la gestion des ressources naturelles.

g) GeoEye (catalogue : <http://www.geoeye.com/>)

GeoEye-1 a été lancé le 6 septembre 2008. Ce satellite, situé sur une orbite de 681 km, avec une orientation polaire, passe au-dessus de tout point de la Terre tous les 3 jours.

Il est le premier d'une série de satellites qui fournira des images de la terre avec la plus grande définition autorisée pour des usages non militaires : 0,5 m, en noir et blanc, 1,5 m en couleurs (bleu, vert, rouge, proche infrarouge).

Google Earth et Google Maps disposent ainsi depuis 2009, d'images d'une définition exceptionnelle, et pour la totalité de la surface terrestre.

h) WorldView-2 (catalogue : <http://www.digitalglobe.com/>)

Petit dernier de la génération THRS, WorldView-2 a été lancé en octobre 2009. Sa particularité est d'offrir, en plus de la bande panchromatique à 0,5 m de résolution, une grande richesse spectrale, avec 8 bandes spectrales (2 bleu, jaune, vert, rouge, red-edge, 2 proche infrarouge) à 1,8 m de résolution.

2.3 Utilisation des données

Les données satellitaires, stockées sous forme d'un fichier numérique, sont traitées par des logiciels de traitement d'images dédiés (ERDAS Imagine, ENVI...) ou, de plus en plus, par des SIG (ArcGis...). Dans le traitement des images il faut distinguer le pré-traitement (géométrique et radiométrique), dont la mise en œuvre dépend du type de produit acquis (niveau 1A, 2A, 2B ou ortho chez SPOT par exemple), des autres opérations (tel que la PIAO ou la classification) conduisant à un produit cartographique.

Les prétraitements permettent de :

- ➔ présenter les images selon une projection cartographique (corrections géométriques ou géoréférencement) ; cela permet d'intégrer les données spatiales dans des bases de données cartographiques.
- ➔ réduire les effets causés par les variations dans les conditions d'illumination solaire (corrections radiométriques)

Parmi les pré-traitements radiométriques, on peut inclure le calcul d'indices de texture (variance, homogénéité, entropie (Kushwaha *et al.*, 1994), (Franklin *et al.*, 2000), (St Onge *et al.*, 1998)) ou d'indices fréquentiels (transformée de Fourier (Couteron, 2002)).

Les images pré-traitées peuvent faire l'objet d'une simple photo-interprétation assistée par ordinateur (PIAO) ou de classifications numériques plus ou moins dirigées.

Les **classifications multi spectrales** reposent sur la discrimination spectrale des objets de la scène d'étude ; elles sont généralement mono-date. **Les classifications multi temporelles** prennent en compte deux ou plusieurs images prises à des périodes différentes, et reposent sur la discrimination temporelle des objets de la scène. Dans le cas de l'étude des écosystèmes, on va classer **les couverts végétaux** selon leur phénologie.

3 TELEDETECTION DE LA VEGETATION

3.1 Potentialités des produits de télédétection

Dans le cadre du projet PRESAGE n°1786 « Caractériser l'écosystème forestier guyanais pour mieux le gérer (CAREFOR) » une équipe de chercheurs CIRAD, CNRS, IRD, s'est attachée à étudier la dynamique des écosystèmes forestiers en développant des méthodes spatiales basées sur l'analyse de données de télédétection. Deux écosystèmes forestiers ont été étudiés : les forêts tropicales humides (de terre ferme) et les mangroves (littoral). Ces travaux permettent de spécifier les **potentialités des différents outils de télédétection disponibles pour l'étude des mangroves** (Proisy *et al.*, 1998).

La **télédétection radar** offre un bon potentiel pour caractériser les forêts tropicales. Elle n'est pas gênée par les nuages et la capacité du signal radar à pénétrer le couvert forestier permet d'affiner la connaissance de celui-ci : malheureusement, peu de données satellitaires sont disponibles à des fréquences intéressantes. Depuis 2 ans, il existe des images en bande X à résolution spatiale métrique.

La **télédétection optique** permet une approche beaucoup plus pragmatique et opérationnelle.

- La basse et moyenne résolution (kilométrique et hectométrique, type SPOT-VEGETATION), nettement compensée par la répétitivité des acquisitions, permettant ainsi de se dégager de la contrainte nuageuse. De plus ces données offrent des possibilités d'investigations très importantes pour la caractérisation des couverts forestiers aux échelles régionales et continentales.
- La télédétection optique à haute résolution (décamétrique, type Spot et Landsat) apporte elle aussi une contribution très importante dans la cartographie des impacts humains et donc de la dynamique forestière. Les chablis, les trouées d'abattage, les pistes et les fronts agricoles sont autant d'objets géographiques identifiables par ces données.
- La **télédétection à très haute résolution spatiale** (métrique et sub-métrique) présente un fort potentiel. Cependant, l'obtention d'images

satellitaires onéreuses avec souvent un pourcentage élevé de nuages tempère un peu l'utilisation de ce type de données pour l'étude des forêts. Dans le cas de mangroves, comme le littoral est plus souvent dégagé, l'emploi de **données Ikonos et Quickbird** apporterait vraiment des clés de connaissances des forêts et du paysage.

L'apport de **photographies aériennes** reste un outil pertinent pour caractériser la forêt. Même si le coût est élevé, la possibilité de voler sous les nuages, l'utilisation de la stéréoscopie, de l'interprétation visuelle ou des nouvelles méthodes comme la construction d'indices de texture permettrait de répondre à toutes les questions de l'aménagement du territoire à la caractérisation des forêts. La principale limite des photographies aériennes réside dans les corrections géométriques nécessaires pour composer des mosaïques ortho-rectifiées et géoréférencées permettant d'analyser « à plat » une région entière. Sur le littoral, sans relief, la **BDORTHO 2001** est un produit de grande qualité (Proisy *et al.*, 2005).

Les **systèmes d'acquisition légers** (Labbé S. *et al.*, 2007), combinant des vecteurs de type drone ou ULM, et des appareils photographiques numériques modifiés mesurant dans le visible et PIR (Lebourgeois V. *et al.*, 2008), offre globalement les mêmes avantages et limites que la photographie aérienne classique, mais à un moindre coût.

Sur le littoral, sans relief, la **BDORTHO 2001** est un produit de grande qualité (Proisy, Gond *et al.*, 2005)

Une analyse de l'utilisation de la télédétection pour la gestion des écosystèmes côtiers tropicaux est également fournie par (Green *et al.*, 2000). Une revue du type d'images et des techniques de traitement utilisées dans les cartographies de zones de mangrove est réalisée. L'efficacité de 6 techniques différentes est testée dans une étude de cas (mangrove des îles Turks et Caïcos). La distinction entre la mangrove et les forêts adjacentes est possible en utilisant des données Landsat TM ou CASI mais pas avec des données SPOT XS. Les données Landsat TM sont les plus utiles pour cartographier la mangrove si une classification des différents types n'est pas nécessaire. Les **données CASI** permettent de réaliser des cartographies plus fines et de discriminer les habitats (discrimination de 9 habitats en mangrove avec une exactitude de 85 %).

3.2 Apport de la télédétection optique

3.2.1 Signatures spectrales des composantes du couvert végétal

Les feuilles :

La réflectance est régie par les propriétés de surface de la feuille et sa structure interne, mais également par la concentration et la distribution des éléments biochimiques qui la composent.

Dans le **visible (BVR : bleu, vert, rouge)**, les feuilles présentent une faible réflectance avec un maximum localisé à 0.55 μm (ne dépassant jamais 0.2). Cette faible réponse est due à la présence des pigments foliaires dont les principaux sont les chlorophylles a et b, présentant 2 bandes d'absorption dans le bleu (0,45 μm) et le rouge (0,66 μm). Soumise à une maladie, un stress, ou une déficience minérale, la plante présentera des feuilles dont la teneur en chlorophylle va diminuer,

entraînant une augmentation de réflectance dans le visible. Une feuille sénescente ou desséchée aura aussi par conséquent dans ces longueurs d'onde une réflectance plus élevée (Figure 3).

Dans le **proche infrarouge (PIR)**, c'est la structure interne de la feuille, et les arrangements cellulaires qui vont avoir une incidence sur la forte réflectance observée.

Entre le visible et l'infrarouge, le **rededge (RDG)** se situe dans la zone caractérisée par la pente déterminée par la forte absorption chlorophyllienne dans le rouge et la forte réflectance observée dans le proche infrarouge. Cette longueur d'onde est donc notamment sensible à la teneur en chlorophylle de la plante, et par conséquent à son état azoté ((Barnes, 2000); (Tilling *et al.*, 2007)).

Enfin, dans le **moyen infrarouge (MIR)**, le comportement spectral des feuilles est principalement affecté par la teneur en eau des cellules. La réflectance augmentera avec le déficit en eau.

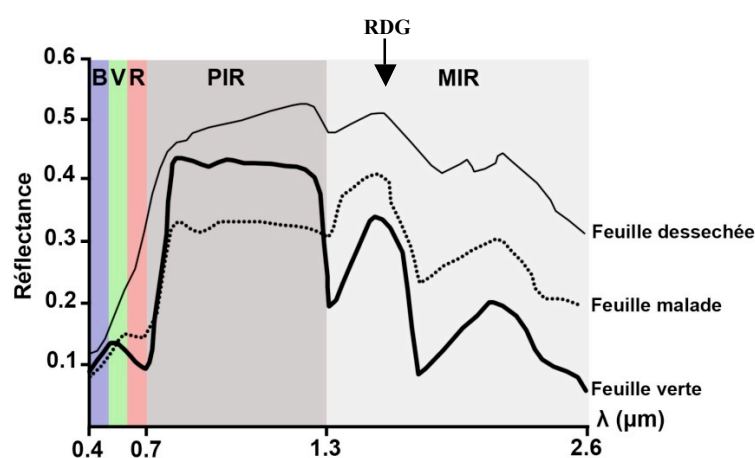


Figure 3 : Variations de la réflectance d'une feuille selon son état physiologique dans le visible (B, V, R : Bleu, Vert, Rouge), dans le proche infrarouge (PIR), et dans le moyen infrarouge (MIR) (adapté de (Girard *et al.*, 1999))

Les changements physiologiques (teneur en pigments, structure interne des tissus, teneur en eau) qui accompagnent la croissance, la maturation ou la sénescence des végétaux sont donc responsables de changements importants du comportement spectral dans le visible et l'infrarouge.

Le sol :

Dans le visible et le proche infrarouge, la réflectance d'un sol diminue en fonction de sa teneur en eau. Ce phénomène aisément appréhendable en télédétection est toutefois perturbé par d'autres paramètres liés à ce sol (matières organiques, texture, couleurs) rendant impossible toute automatisation d'étude de ce phénomène (Mequignon, Croisille *et al.*, 2005).

L'eau :

Les surfaces en eau libre sont aisément identifiables à partir d'images satellites.

La forte absorption du proche infrarouge est la caractéristique la plus significative pour discriminer les surfaces en eau libre. L'eau pure se caractérise par une réflectance élevée dans le bleu (450 nm) moins forte dans le vert (550 nm), très faible dans le rouge (700 à 1000 nm). Toutefois, l'augmentation de la turbidité de l'eau se traduit par une augmentation de la réflectance dans le proche infrarouge notamment. Les eaux fortement chargées en matières en suspension peuvent ainsi

se confondre dans l'étude des réponses d'images avec d'autres types d'états de surface comme les sols.

Les surfaces en eau sous couvert végétal dense font actuellement l'objet de recherches par l'utilisation de radars multifréquences et multi polarisation. La pénétration du couvert végétal qui est réduite pour les courtes longueurs d'ondes peut être facilitée par l'utilisation des radars en bande L ou P et une combinaison de polarisation (Hess *et al.*, 1995).

3.2.2 Signatures spectrales des couverts végétaux

À l'échelle du couvert, la réflectance mesurée est une combinaison des réponses spectrales de la strate sous-jacente (sol ou eau) et de la végétation considérée, et dépend du taux de couverture de la végétation. Ainsi une végétation totalement couvrante aura un comportement spectral se rapprochant de celui d'une feuille, et une végétation faiblement couvrante une réponse proche de celle de la strate sous-jacente. Dans le cas intermédiaire, la réponse dépendra de la contribution de chaque objet et de la nature de la strate sous-jacente (un sol a généralement une réponse plus forte qu'un végétal dans le visible et plus faible dans le proche infrarouge). La réponse du couvert végétal sera ainsi fortement influencée par la surface foliaire, le port et l'agrégation foliaires.

L'**indice foliaire** ou **LAI** (Leaf Area Index) est défini comme l'aire totale des faces supérieures des feuilles par unité de surface du sol. C'est un indice adimensionnel qui est souvent corrélé avec la biomasse du couvert végétal. La discrimination des types de formations végétales dont les indices foliaires diffèrent peut ainsi, en partie, être établie en fonction de ce paramètre.

La figure 4 présente la réflectance, mesurée au champ, de végétaux dans différents états physiologiques. On observe une réflectance fortement diminuée dans le proche infrarouge pour les couverts sénescents, ce qui est due, d'une part aux changements de structure des feuilles (structure interne, port et taux de couverture), et d'autre part à la contribution du sol qui devient visible. Dans le visible, l'augmentation de la réflectance du couvert est due à l'augmentation de la réflectance des feuilles suite à une moindre absorption de la lumière par les pigments foliaires.

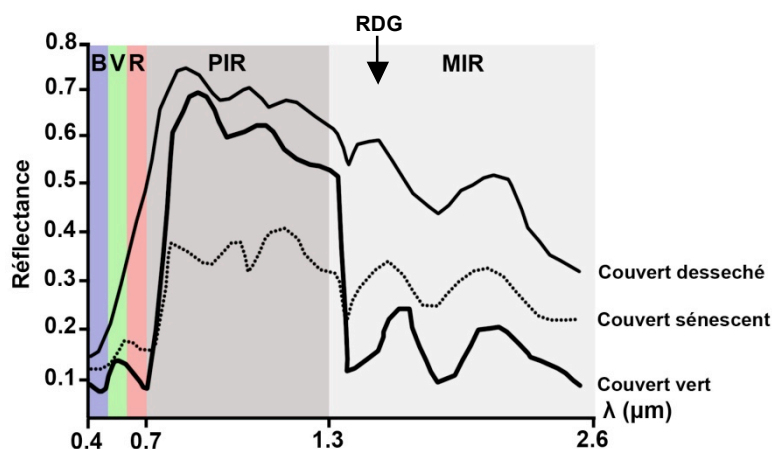


Figure 4 : Réflectance de couverts végétaux dans différents états physiologiques dans le visible (B, V, R : Bleu, Vert, Rouge), dans le proche infrarouge (PIR), et dans le moyen infrarouge (MIR (adapté de (Girard and Girard, 1999).

La réponse spectrale d'un couvert végétal sera donc influencée, d'une part par le stade phénologique et, d'autre part, par son état physiologique.

3.2.3 Les indices de végétation

Les indices de végétation sont des combinaisons de canaux spectraux tendant à maximiser le contraste existant entre le sol et la végétation. Ils sont ainsi généralement construits à partir des réflectances mesurées dans les bandes spectrales rouge (R) et proche infrarouge (PIR). Le principal indice de végétation utilisé dans les travaux publiés est le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, (Rouse, 1974)) calculé de la manière suivante :

$$\text{NDVI} = (\text{PIR} - \text{R}) / (\text{PIR} + \text{R})$$

On utilise les indices de végétation car ils sont généralement moins sensibles aux conditions d'éclairement, aux effets atmosphériques et aux états de surface que les réflectances. Le NDVI est de loin l'indice le plus utilisé, mais d'autres indices existent qui tendent à minimiser l'effet du sol (e.g., Modified Soil Adjusted Vegetation Index ou MSAVI, (Qi et al., 1994)) et les effets atmosphériques (e.g. Enhanced Vegetation Index ou EVI ; (Verstraete et al., 1996)). Les indices hyperspectraux, calculés à partir de bandes spectrales très étroites donnent de bons résultats sur la composition biochimique des feuilles (e.g. Photochemical R Index ou PRI ; (Gamon et al., 1992)).

Pour séparer une classe de végétation d'une autre adjacente, il faudra donc une première condition liée à une différence de biomasse ou une différence de couleurs de feuille. Il en faudra ensuite une seconde : que l'extension spatiale de chacune des 2 classes soit plus grande que la taille du pixel de la donnée de télédétection (Mequignon, Croisille et al., 2005).

4 MANGROVE ET TELEDETECTION

4.1 Cartographie statique de la mangrove

4.1.1 Principe et cartographie des mangroves en télédétection

La télédétection constitue un outil performant pour l'étude de milieux difficilement accessibles ; elle est utilisée pour cartographier différents écosystèmes, tant terrestres que marins.

D'une façon générale, pour des applications cartographiques, il est important de prendre en compte :

- *la taille de l'objet à cartographier* : le seuil minimal de représentation d'un objet sur une carte est généralement de 2 x 2 mm. La superficie correspondante au sol dépend de l'échelle de la carte. Ainsi par exemple au 1 : 25 000 un objet de 2 x 2 mm représente une superficie de 0,25 ha. Trois tableaux présentant pour 3 échelles différentes (1/10.000, 1/25.000 et 1/50.000), divers seuils de cartographies, les surfaces correspondantes des objets et les tailles de pixels sont disponibles dans la publication de Mequignon et al. (2005). Ces tableaux figurent en annexe 1 de ce document.

- *La superficie de la zone à cartographier* : il y a une relation quasi-linéaire entre résolution des capteurs d'observation de la Terre et surface terrestre imagée par ces mêmes capteurs. Ainsi, les images à résolution métrique (THRS) couvrent généralement quelques centaines de km², alors que les images à résolution décamétrique (HRS) couvrent quelques milliers ou dizaines de milliers de km² (Figure 5).

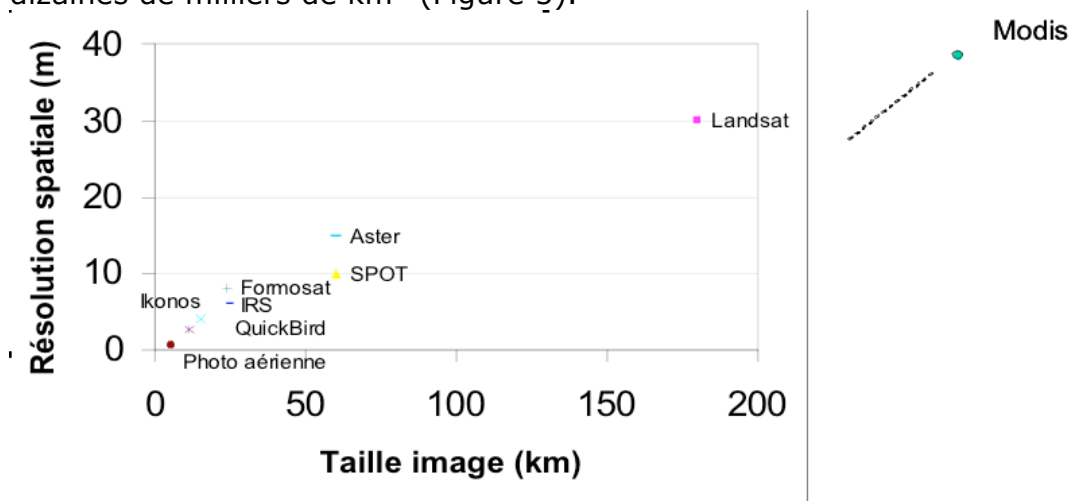


Figure 5 : Relation entre la taille (largeur de la scène) et la résolution spatiale des images acquises par les principaux capteurs d'observation de la Terre (A. Bégué, communication personnelle 2010).

La cartographie des mangroves permet de remplir 3 objectifs (Green, Mumby et al., 2000) :

- un inventaire des ressources
- la détection de modifications
- l'inventaire de sites aquacoles

4.1.2 Classification et cartographie de la mangrove

L'étude des mangroves nécessite une connaissance de la répartition spatiale de la végétation. Il est donc nécessaire de dresser une **cartographie statique** à grande échelle afin de disposer d'une vision synoptique de l'occupation spatiale (Murray et al., 2003) (Saleh, 2007). Un protocole pour sélectionner les techniques de traitement d'images les plus appropriées pour cartographier la mangrove est présenté par (Green, Mumby et al., 2000). Les approches écologiques et spatiales sont combinées dans la cartographie des écosystèmes de mangrove.

Il existe de très nombreux travaux de cartographie de la mangrove par télédétection, dans toutes les régions du monde. Nous ne citerons dans ce chapitre que quelques études à titre d'exemple, pour montrer la variété des sources de données et des méthodes utilisées.

L'analyse bibliographique montre qu'une grande variété de données de télédétection a été utilisée pour faire la cartographie des mangroves. (Chauvaud et al., 1998) préconisent l'utilisation de photos aériennes digitalisées de haute résolution (pixel 0,5x0,5 mètres). (Gao, 1998) (Afidégnon, 1999) utilisent des données Spot à 20 m de résolution. D'autres auteurs combinent différentes données avec des scènes Landsat TM (30x30 m de résolution) et Spot 3 (20x20m) (Green et al., 1997).

En Guyane une carte de la distribution spatiale des faciès d'une mangrove a été faite à partir d'une classification supervisée sur l'image IKONOS (Thevand, 2002). L'échantillonnage du terrain a servi à renseigner des zones d'entraînement. Une classification par maximum de vraisemblance (Maximum Likelihood) prenant en compte les 5 bandes (mode panchromatique et multi-spectral) a permis de classer 7 faciès différents dans la mangrove. Toutefois une augmentation des pixels mal classés dans les zones très texturées est notée.

En Malaisie, une carte de la mangrove a été réalisée à partir du croisement de deux méthodes de classification : Maximum Likelihood (en multispectral) et Support Vector Machine (en panchromatique) sur une image SPOT 5. Une analyse de la texture (1^{er} et 2^{ème} ordres) en faisant changer la taille de la fenêtre pour chaque classe a permis de faire ressortir 4 classes de mangrove (Liu *et al.*, 2008).

Plus récemment, en Guyane, (Proisy *et al.*, 2007) a cartographié une zone de mangrove à partir d'une approche mixte (fréquentielle, texturale et statistique) appliquée à une image Ikonos. Cette cartographie montre les différents stades ; pionnier, jeune, adulte et sénéscent de la mangrove.

4.1.3 Extraction des limites mangroves/mer et des chenaux intérieurs fins

Au-delà de la cartographie des faciès, la télédétection est également utilisée pour cartographier les limites de la mangrove et les chenaux intérieurs.

Une méthode d'extraction de structures linéaires fines dans les données interférométriques radar à synthèse d'ouverture (SAR), par fusion d'informations issues de la cohérence et de l'amplitude, est utilisée pour extraire des limites mangroves/mer et des chenaux intérieurs fins dans les images SAR de ERS de la région du littoral sud-est du Cameroun, dans un objectif de mise à jour de cartes géographiques (De Paul Onana *et al.*, 2003).

4.2 Caractérisation de la structure des mangroves

4.2.1 Paramètres structuraux de la canopée et réflectance des communautés d'espèces

Une étude par télédétection de la structure d'une mangrove en Guyane Française (région de Kaw) est proposée par (Thevand, 2002). Des paramètres de structure sont relevés sur le terrain afin d'identifier des types de faciès sur la mangrove selon différents stades de développement. Ces paramètres structuraux (quantitatifs et qualitatifs) des différents faciès sont mis en relation avec les paramètres spectraux d'une image IKONOS. Ce travail montre qu'il existe une relation entre la réflectance moyenne de l'image dans le panchromatique et la composition spécifique d'un peuplement à *Avicennia* et *Rhizophora*. Un peuplement pur d'*Avicennia* aurait alors une réflectance supérieure à un peuplement pur de *Rhizophora*. Par ailleurs le diamètre moyen (en cm) a été relié à l'écart-type de la réflectance dans le Proche Infrarouge sur la zone.

Des corrélations entre ces paramètres de structure et les paramètres spectraux ont notamment été proposées par (Ramsey *et al.*, 1966) en Floride. Des paramètres de la structure de la canopée (hauteurs, composition des espèces, fermeture, LAI) et

des données spectrales correspondantes aux capteurs Landsat TM, SPOT XMS et AVHRR ont été obtenus sur 21 sites. La mesure de la réflectance foliaire du *Rhizophora* et de l'*Avicennia*, indique que les mangroves à *Avicennia* ont une réflectance élevée dans le P.I.R. et les mangroves à *Rhizophora* ont une réflectance faible dans ce même canal ; les mangroves mixtes présentent une réflectance intermédiaire. Toutefois, (Patterson, 1986) arrive à des conclusions inverses sur une mangrove située également en Floride.

4.2.2 LAI et NDVI

De nombreux travaux portent sur l'utilisation du LAI (Leaf Area Index) pour caractériser la mangrove. (Clough *et al.*, 1997) propose différentes méthodes pour estimer le LAI de la canopée dans une mangrove en Malaisie. (Ramsey and Jensen, 1966) met en évidence la sensibilité des capteurs optiques au LAI. Les corrélations entre les canaux du visible, du PIR (SPOT XS, LANDSAT TM) et les LAI mesurés sur la mangrove (Floride) ont montrées que 84% de la variance de LAI s'expliquait par l'indice de végétation normalisé (NDVI).

Dans les îles Turks et Caïcos, (Green, Mumby *et al.*, 1997) mesure des LAI sur des parcelles de mangrove et les met en relation avec des NDVI calculés à partir des capteurs Landsat TM et SPOT XS. Les valeurs de LAI pour la mangrove sont comprises entre 0,8 et 7 avec une moyenne de 3,96. Les mesures *in situ* de réflectance de la canopée ont permis d'estimer les valeurs de LAI en différents secteurs et de quantifier la précision des estimations satellitaires (88 % \pm 13%).

Cette relation est reprise avec les capteurs THR d'IKONOS (Kovacs *et al.*, 2004) ; (Kovacs *et al.*, 2005). Kovacs trouve une relation linéaire avec un coefficient de détermination de 0,7 entre les LAI mesurés sur le terrain à l'aide d'un appareil de mesure (le LAI2000) et les NDVI définis à partir des données IKONOS (figure 6).

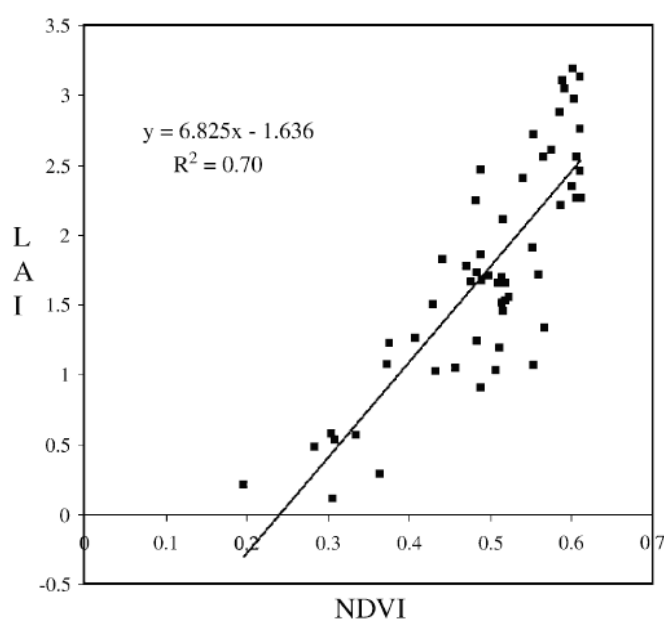


Figure 6 : Relation entre LAI mesurés à partir du capteur LAI 2000 et NDVI dérivés des données IKONOS (68 échantillons). (Kovacs, Wang *et al.*, 2005)

Ce modèle linéaire est appliqué à l'image des NDVI d'IKONOS afin d'estimer les LAI
CARIBSAT Project web site : www.caribsat.com

et de les spatialiser. Les résultats cartographiques des LAI obtenus à partir des données d'IKONOS montrent qu'il est possible de travailler au niveau des espèces.

Par ailleurs le LAI estimé par télédétection présente l'avantage d'obtenir des informations rapidement dans ce milieu difficile d'accès et sur des surfaces importantes. La télédétection est donc un outil efficace pour estimer la distribution spatiale du LAI au sein de l'écosystème mangrove (Green et al., 1997).

4.2.3 Biomasse de la mangrove et texture de l'image

La quantification de la biomasse et de la productivité des forêts tropicales, dont les mangroves, est devenue un enjeu de société (stockage du carbone). Il est nécessaire de pouvoir suivre l'évolution de la biomasse aérienne à large échelle, ou l'état de dégradation des forêts denses.

En mangrove, les différents faciès peuvent présenter des hétérogénéités spatiales spécifiques (Thevand, 2002). L'utilisation des données THR (Ikonos, Quickbird, Geosy ou Worldview) permet de mettre en avant l'aspect textural de la canopée des mangroves.

L'application d'un indice de texture de 1^{er} ordre (variance) et de 2^{ème} ordre (homogénéité) sur une image IKONOS par (Franklin, Hall et al., 2000) montre la possibilité de distinguer les différents stades de développement d'un milieu forestier par l'analyse d'images.

Sur la mangrove guyanaise, Thevand (2002) propose une analyse de texture par la transformée de Fourier sur une image panchromatique Ikonos. Une A.C.P. est réalisée sur les nombres d'onde de plusieurs images concernant des faciès définis. La superposition des nombres d'onde de toutes les images sur un diagramme montre pour les zones de mangroves jeunes un pic net pour un nombre d'onde de 5. Pour les zones de mangroves adultes, le pic est décalé vers les valeurs 1-2 (figure 7).

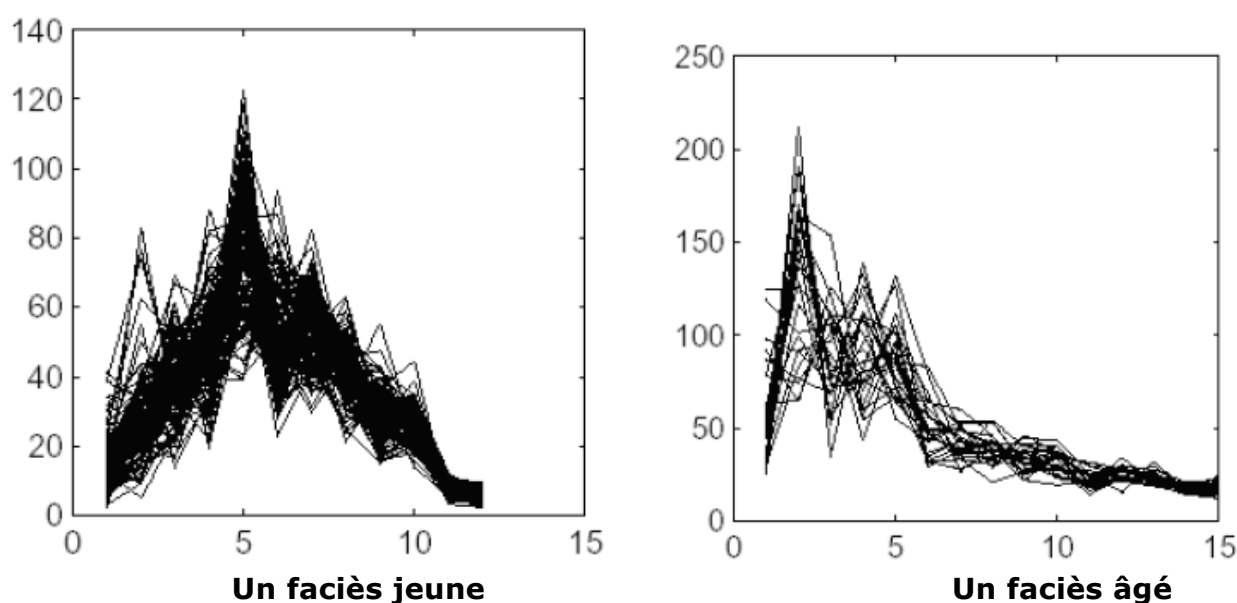


Figure 7 : Superposition des diagrammes de nombres d'ondes de toutes les images d'un faciès. (Thevand, 2002)

A partir des données Ikonos et Quickbird, la méthode FOTO (Fourier-based Transform Textural Ordination) est utilisée pour estimer la biomasse d'une mangrove ((Proisy, Coueron et al., 2007); (Barbier et al., 2010)). En Guyane, Proisy (2007) propose d'associer la méthode FOTO à une analyse en composante principale des spectres de fourrier calculés sur des tailles de fenêtre adaptés sur une image Ikonos. L'indice de texture FOTO dérivé du panchromatique à 1 m permet de capturer l'ensemble du grain, du stade jeune au stade sénéscent de la mangrove.

En utilisant le canal du PIR à 4 m, les indices de texture FOTO donnent de bons résultats avec certaines limites concernant les peuplements jeunes. Par ailleurs à l'aide d'une régression linéaire multiple basée sur les trois principaux indices, une modélisation de la biomasse a été effectuée. L'analyse FOTO fournit des résultats quantitatifs dans la limite où le paysage n'est pas trop morcelé à une échelle autour de l'hectare.

4.2.4 Les capteurs radar

Il est maintenant possible d'estimer des paramètres forestiers à partir de mesures radar ou laser à haute résolution spatiale.

Des données radar multi-fréquences, multi-polarisations ont été utilisées par exemple pour étudier les caractéristiques des mangroves de Guyane Française. Les résultats montrent que la discrimination des forêts de mangroves par rapport aux autres types de végétation est d'autant plus aisée que la fréquence utilisée est basse. Par ailleurs, l'utilisation d'une basse fréquence associée à une polarisation croisée conduit à une **bonne estimation des paramètres structuraux** (hauteur, surface terrière et densité) et des **biomasses sur pied**. Les relations entre les paramètres forestiers de la mangrove (hauteurs, diamètres, densités, biomasses aériennes) et les données radar ont été examinées (Proisy, Mougin et al., 1998).

4.3 Dynamique des mangroves par analyse diachronique

4.3.1 Utilisation des séries temporelles d'images pour le suivi des mangroves

La dynamique d'un écosystème forestier est définie comme **la variation spatiale et temporelle des paramètres structuraux du couvert végétal**. Ceux-ci concernent à la fois le feuillage et la partie ligneuse (troncs et branches). Il s'agit principalement de la hauteur du couvert, de la densité d'arbres, de l'architecture du houppier, des biomasses (troncs, branches et feuilles). La mesure de l'ensemble de ces paramètres sur un site forestier pose de nombreux problèmes (temps, coûts, représentativité des mesures, réponses à long terme de la forêt, etc.) et dans le cas des mangroves, l'accès aux peuplements peut devenir très difficile (Melius, 2003).

Dans le cadre d'un suivi de l'évolution des surfaces de mangrove, ces modifications peuvent être détectées par télédétection. Ces données de télédétection doivent être

couplées aux travaux de terrain qui permettent de suivre les changements qualitatifs de l'écosystème, d'identifier les utilisations non durables des espèces et les modèles de succession conduisant à des changements dans la composition floristique ou la structure de la végétation. Un suivi est nécessaire afin d'identifier quand l'intervention humaine est souhaitable, ou une restauration peut se combiner à une régénération naturelle. Une bonne compréhension de la dynamique locale de l'écosystème est indispensable dans tout programme de reconstitution. La première étape consiste à collecter des informations sur l'état actuel de la mangrove, les différentes couches de végétation et les changements passés dans la végétation. Ces données doivent ensuite être intégrées dans les processus de décision et de gestion (Cocatram, mars 2003).

4.3.2 Cartographie diachronique et suivi de la mangrove sur le long terme

La dynamique côtière et la structuration de mangroves d'estuaire ont été étudiées en différents secteurs de la Guyane, selon différentes approches de la télédétection (Vega, 2000); Thevand, 2002 ;(Fromard *et al.*, 2004)). Ces cartographies, faites à partir de séries temporelles d'images, permettent de suivre l'évolution du trait de côte et de la mangrove associée, et d'identifier les phases d'accrétion et les phases d'érosion littorale.

Une étude présente l'évolution de la mangrove de Mahajamba de 1973 à 2006 au nord ouest de Madagascar (Guillet *et al.*, 2008). Ce suivi de l'évolution de la mangrove de Mahajamba a été réalisé à partir d'une série temporelle de 4 images (tableau 2).

Date de prise de vue	Saison	Capteur	Bandes utilisées	Résolution (après échantillonnage)	Références
09/05/1973	Saison sèche	MSS (Landsat 1)	MSS 2,3,4	60 x 60 m	<i>p171r71_1m19730509</i>
11/04/1989	Début de saison sèche	TM (Landsat 5)	TM 2,3,4	30 x 30 m	<i>P160R71_5T890411</i>
24/09/2000	Saison sèche	ETM+ (Landsat 7)	ETM 2,3,4	30 x 30 m	<i>p160r071_7t20000924</i>
24/06/2006	Saison sèche	SPOT 5	HI 1,2,3	10 x 10 m	<i>166-380</i>

Tableau 2 : Caractéristiques des images utilisées pour le suivi de la mangrove.

Ces 4 scènes ont été géoréférencées et les bandes dans les parties verte, rouge et proche infrarouge du spectre extraites afin de conserver une cohérence spectrale par rapport à l'image la plus ancienne. Une classification supervisée a ensuite été réalisée à partir de la connaissance a priori de parcelles d'entraînement tirées de relevés biogéographiques, selon 12 classes dont quatre classes au niveau de la mangrove. La procédure a été validée par une matrice de confusion estimée à partir de 69 relevés GPS. Les signatures spectrales obtenues en 2006 pour les différentes classes de végétation et pour les différents types de surfaces ont ensuite été utilisées comme base pour la classification des images de 1973, 1989 et 2000. Ces cartes permettent de suivre l'évolution des surfaces de mangrove sur plus de 30 ans.

Thevand (2002) propose une analyse cartographique rétrospective d'une mangrove en Guyane. Les traits de côte sont numérisés pour chacune des dates disponibles. Les surfaces de mangrove en érosion ou en propagation sont calculées par différence entre chaque date. Au final, une carte des « âges théoriques » peut être établie. Sur la carte la plus récente la carte suivante est superposée. Les parties communes aux 2 documents sont cartographiées et datées. On procède ainsi pas à pas jusqu'au document le plus ancien. Le document final constitue une carte originale des états sédimentologiques successifs. Considérant que le développement de la mangrove est consécutif à la mise en place du substrat, ce document peut être assimilé à une carte des âges théoriques de la mangrove (Thevand, 2002).

L'étude de la dynamique des mangroves sur le long terme est un excellent indicateur de l'état de l'environnement. Pour cela, l'étude diachronique et l'élaboration de produit cartographique de ce milieu s'avèrent être des moyens d'évaluation importants. Des données de nature et de résolution différentes peuvent être utilisées ainsi que différentes méthodes de classification. Les résultats peuvent être présentés sous la forme de cartes diachroniques : carte d'évolution du trait de côte ; carte des âges théoriques ; carte des faciès...

Par ailleurs le traitement des résultats dans un système d'information géographique (SIG) permet de créer une base de données utilisable pour des travaux de modélisation du fonctionnement de l'écosystème.

4.3.3 Détection des changements abrupts

La télédétection permet également de détecter des changements abrupts dus à des phénomènes brutaux (catastrophe naturelle, incendie...) et la réalisation de cartographies afin d'évaluer des dégâts.

Il existe plusieurs méthodes pour détecter des changements abrupts d'occupation du sol à partir d'images satellites. Les méthodes les plus utilisées sont (annexe 2) :

- la différence d'images,
- le rapport d'images,
- la comparaison de classifications
- l'analyse des vecteurs de changements.

Après la tempête de 1999 en France, l'Inventaire Forestier National (IFN) a réalisé une évaluation des dégâts par télédétection. Des jeux d'images Landsat ETM et SPOT 1 à 4 acquis avant et après la tempête à différentes périodes (été, hiver) ont été testés afin de détecter les changements abrupts (Stach *et al.*, 2005). Ces tests ont été réalisés sur les forêts landaises. La méthode consiste à croiser une détection de changement pixel à pixel avec une segmentation (type eCognition) afin de faire une classification des surfaces endommagées (figure 8).

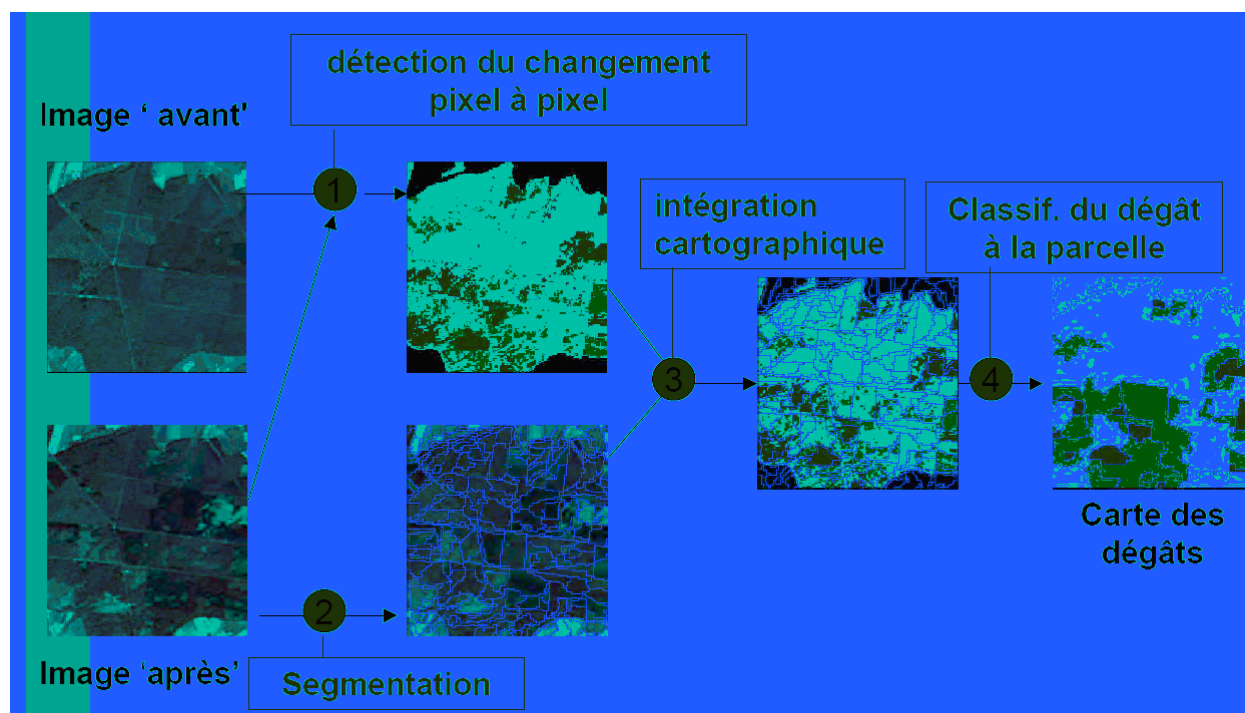


Figure 8 : Méthodologie générale de détection de changements abrupts liée à la tempête de 1999 en France

Les résultats montrent que la détection des perturbations est bonne à partir des images SPOT d'été avec un niveau d'erreur comparable à celui d'une carte des dégâts réalisée par photo interprétation sur la zone.

(Wang *et al.*, 2010) comparent la performance de 4 techniques de détection de changements brutaux sur forêt en utilisant 6 indices (Rapport rouge sur Infra Rouge, végétation normalisé, brillance...) calculés avant et après l'ouragan Katrina sur des images Landsat TM. Les 4 techniques incluent la différence d'image, la sélection de composante principale, l'analyse de vecteurs de changements et la comparaison de classification. Des vérités de terrain collectées après le passage de l'ouragan et des interprétations de terrain à partir de photos aériennes ont permis d'identifier et de classer (classification supervisée) des changements composites et continus. Les résultats montrent que la technique de détection par comparaison de classification est la plus juste avec de faibles erreurs (0,5%) dans l'estimation des surfaces de perturbation. La différence d'image et l'analyse des vecteurs de changements donnent des performances similaires quand ils sont combinés à l'analyse en composante principale.

Il existe toutefois peu de travaux concernant la détection de changements abrupts en milieu forestier ; il semblerait que ces méthodes de détection n'ont pas été testées pour l'écosystème mangrove.

5 CARTOGRAPHIE DE LA MANGROVE PAR TELEDETECTION DANS LA CARAÏBE INSULAIRE

De façon générale, la Caraïbe insulaire est marquée par une unité écologique : des eaux peu productives, des plateaux insulaires le plus souvent étroits où se rencontrent les trois écosystèmes littoraux tropicaux : mangrove, herbier et récif corallien.

Notre recherche bibliographique sur l'utilisation de la télédétection en mangrove dans la caraïbe insulaire est focalisée sur les territoires concernés par le projet Caribsat.

Les territoires de l'espace communautaire :

- o La Martinique
- o La Guadeloupe
- o Communautés françaises d'outre-mer de Saint-Martin et de Saint-Barthélemy

Les territoires tiers des petites Antilles :

- o Anguilla
- o Antigua et Barbuda
- o Saint-Kitts Nevis
- o Montserrat
- o La Dominique
- o Sainte-Lucie
- o Saint-Vincent et les Grenadines
- o La Grenade
- o La Barbade
- o Trinidad et Tobago
- o Aruba
- o Antilles néerlandaises : Bonaire, Curaçao, Saba, Saint-Marteen, Saint-Eustache

Les biocénoses marines (récifs coralliens, phanérogames marines, mangroves) de **Guadeloupe** ont été cartographiées à partir de données SPOT (Chauvaud, 1997). L'analyse de données multi spectrales de SPOT par une méthode qui améliore nettement la discrimination des objets, même profonds, en amplifiant des différences spectrales minimales associées à un signal de très faible intensité a permis de cartographier les écosystèmes marins côtiers. En effet, dans les Antilles, ces biocénoses sont souvent intriquées de façon complexe, ce qui rend leur cartographie difficile. Des surfaces de référence ont été délimitées pour construire une classification supervisée; 32 thèmes ont été identifiés sur une superficie de 23 700 ha, jusqu'à l'isobathe 20 m ; la mangrove occupe une superficie de 2700 ha (Chauvaud *et al.*, 2001).

En **Martinique**, la photo-interprétation de photographies aériennes a été utilisée pour cartographier la mangrove et d'autres formations inondables de la Baie de Fort-de-France lors de l'étude "Protection et Valorisation du Milieu Naturel dans la Baie de Fort-de-France" financée par la Région Martinique et le PNUE entre 1990 et 1991. Une carte associée au 1/10 000 a été réalisée ((Brossard *et al.*, 1991)).

Anguilla présente des petites zones de mangroves et 15 salines d'importance pour l'avifaune migratrice.

La nature et la distribution des habitats côtiers terrestres et marins ont été cartographiés, à partir de photographies aériennes, dans le cadre d'un projet d'inventaire des ressources marines, géré par le gouvernement. Un atlas détaillé SIG est établi (Sheppard *et al.*, 1995).

Les mangroves sont présentes à **Antigua et Barbuda**. Antigua possède des étangs salés et des zones interditales où les arbres de mangrove n'excèdent pas 4,5 m de hauteur. La plus grande forêt de mangrove se trouve à Hansons Bay, où certains arbres atteignent 10 m. À Barbuda, les mangroves bordent les étangs salés et les lagunes, la plus développée se trouvant autour de la lagune de Codrington (FAO Forestry Department, 2007).

Nous n'avons pas trouvé de carte issue de données de télédétection relative à la mangrove pour cette zone. La superficie estimée de 1175 ha est issue de (Bacon, 1991). Une analyse des cartes de l'atlas mondial des mangroves de Spalding *et al.* (1997) couplée à de nombreuses sources cartographiques à différentes échelles évalue cette superficie à 1316 ha.

Nous n'avons pas trouvé de carte issue de données de télédétection relative à la mangrove d'**Aruba**. La superficie estimée à 420 ha en 1986 est issue d'analyses cartographiques (Spalding *et al.* 1997).

Une cartographie de la distribution des formations forestières a été réalisée pour les îles de **Saint Kitts et Nevis, St Eustache, Grenade et la Barbade** à partir d'une mosaïque d'images satellitaires Landsat. Une nouvelle interprétation des images est testée pour une classification plus fine. L'évolution des surfaces pour la deuxième moitié du vingtième siècle est étudiée.

11 types de forêts ont pu être identifiés et cartographiés (Helmer Eh *et al.*, 2008).

En **2008**, les superficies de mangrove calculées en hectares sont les suivantes :

- St Kitts : 13 ha
- Nevis : 14,5 ha
- Barbade : 6,9 ha
- Grenade : 172 ha

La superficie des mangroves à **Grenade** avait été estimée à 255 ha en 1992 par la FAO sur la base d'interprétations de photos aériennes du Ministère de l'Agriculture du Gouvernement. 22 sites ont été identifiés, le plus étendu se situant à Lavera Pond. La hauteur moyenne des arbres est de 15 m (FAO Forestry Department, 2007)

Saint Kitts et Nevis sont deux îles volcaniques ; les mangroves sont présentes en 8 sites à Saint Kitts et en 7 sites à Nevis. Elles jouent un rôle essentiel pour l'avifaune migratrice. Les 3 estimations de surface disponibles basées sur des analyses de cartes et des sorties de terrain donnaient en 1991 des résultats différents (20 et 79 ha en 1991) (FAO Forestry Department, 2007).

Une cartographie de la végétation de la **Dominique** a été établie en 2000 (Wood, 2000) sur la base de données Landsat et de cartographies existantes. L'estimation d'une superficie nationale de 25 ha doit être surestimée car elle prend en compte *Pterocarpus officinalis* qui n'est pas une espèce caractéristique de la mangrove (FAO Forestry Department, 2007).

La superficie de 5 hectares de mangrove estimée à **Montserrat** et répartie sur 4 sites est issue d'analyse cartographique. La morphologie côtière de cette île volcanique n'est pas favorable au développement des mangroves.

Les **Antilles néerlandaises** sont formées par 5 îles : Curaçao, Bonaire, Saint Martin, Saba et St Eustache. Les mangroves sont présentes seulement sur la côte au vent de Bonaire et autour de Curaçao (FAO Forestry Department, 2007). La télédétection n'a pas été utilisée pour étudier les mangroves dans cette zone à notre connaissance et les données sont toujours issues d'analyses cartographiques.

La surface de mangrove de **Sainte Lucie** est estimée en 1998 à 315 ha par Geoghean et Smith in (FAO Forestry Department, 2007), sur la base des données du CANARI et une synthèse bibliographique.

Saint Vincent et les Grenadines présentent des mangroves éparses dans les différentes îles, souvent de petites superficies, basses, essentiellement dans les îles de Union et Moustiques (FAO Forestry Department, 2007).

Une évaluation qualitative des changements temporels d'un secteur de mangrove de **Trinidad** a été réalisée à partir de photographies aériennes panchromatiques scannées (Al-Tahir R, 1998). Les méthodologies utilisent des images multispectrales .

Des unités biophysiques paysagères (BLU : *Biophysical Land Units*) ont été définies, cartographiées et suivies par télédétection. Des couches physiques et écologiques sont définies dans un SIG afin de cartographier la couverture végétale et les usages. L'établissement de BLU nécessite l'extraction et le traitement de données variées de la télédétection. Des images Landsat ETM sont utilisées (Chinchamee et al., NR). L'utilisation de BLU aide à déterminer quels types d'assemblages végétaux sont les plus adaptés aux secteurs identifiés pour des opérations de restauration, reforestation.

Trois images Landsat ETM et des données SIG ont été utilisées à **Tobago** afin de cartographier le territoire et ses usages. Une approche temporelle est réalisée. Après corrections des images, une classification supervisée est employée. La superficie de la mangrove est estimée à 4 km² en 2001 (Ramsewak, 2006).

Exemples d'applications de la télédétection en mangrove dans les milieux insulaires caraïbes

Thèmes	Sites	Données	Méthode	Références
Cartographie	Guadeloupe	Spot	?	(Chauvaud, Bouchon et al., 2001)
	Martinique - Robert	Photographies aériennes	Photo-interprétation	(Maniere, 1998)
	Anguilla	Photographies aériennes	?	(Sheppard, Matheson et al., 1995)
	Dominique	Landsat	?	Wood, 2000
	Grenade	Photographies aériennes	Photo-interprétation	FAO, 1992
	Saint Kitts, Nevis, St	Landsat (mosaïque)	?	(Helmer Eh, Kennaway et al.,

	Eustache, Grenade, Barbade	d'images) Ikonos image couleur		2008)
	Trinidad	Landsat ETM / GIS		(Chinchamee, R. et al., NR)
	Trinidad	photographies aériennes panchromatiques		(Al-Tahir R, 1998)
	Tobago	3 Landsat ETM / GIS	Classification supervisée	(Ramsewak, 2006)

6 PERSPECTIVES

Dans de nombreux pays du monde, la gestion des forêts se heurte au manque de données géoréférencées. Les différents outils de la télédétection, avec leurs forces et leurs faiblesses, ont été appliqués à la cartographie des forêts de mangrove, leur suivi, leur composition avec plus ou moins de réussite en de nombreux pays (Cocatram, mars 2003).

Toutefois, les données de la télédétection sont peu utilisées dans la région caraïbe, en particulier dans les îles concernées par le programme Caribsat, pour caractériser les écosystèmes et cartographier les territoires. Le suivi de la dynamique de la mangrove, l'évaluation d'impacts cycloniques, et la quantification de paramètres du couvert végétal, n'ont pas à ce jour - à notre connaissance - fait l'objet de travaux en télédétection dans la région.

La réalisation de l'action 5 du projet Caribsat va permettre d'établir une nomenclature adaptée aux problématiques des mangroves de la caraïbe insulaire, d'évaluer qualitativement et quantitativement les dégâts causés par le passage du cyclone Dean sur la mangrove et d'effectuer un suivi de la dynamique de la mangrove.

Les stratégies et les outils mis en œuvre pourront servir de bases à la définition de procédures standardisées à l'échelle régionale pour les évaluations des impacts écosystémiques de phénomènes climatiques similaires dont les intensités et les fréquences sont susceptibles de s'accroître dans le contexte général des modifications des conditions climatiques à l'échelle planétaire.

Ces résultats pourraient être appliqués aux mangroves des territoires concernés par le projet Caribsat afin d'obtenir des données actualisées sur les surfaces concernées et leurs évolutions temporelles, données indispensables aux gestionnaires de cet écosystème.

7 ACTEURS

Cette liste n'est pas exhaustive et demande à être enrichie.

FAO

Carneiro Carlos Marx R. - Senior Forestry Officer –

Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe

Eckelmann Claus - Forestry Officer - Sub-Regional Office for the Caribbean

Claus.eckelmann@fao.org

CARIBSAT Project web site : www.caribsat.com

CANARI - Caribbean Natural Resources Institute
Sarah McIntosh – Executive Director
sarah@canari.org

Antigua and Barbuda

Mc Ronnie Henry
Forestry Officer, Ministry of Agriculture, Fisheries, Lands and Housing, Temple and Nevis Streets

Sean Carrington
Professor of Plant Biology
University of the West Indies
Claus Eckelman
Sub-Regional Office for Latin America and the Caribbean
Food and Agriculture Organization

Barbados

Jones Nigel
Soil Conservation Unit - Ministry of Agriculture and Rural Development

Dominica

Minchinton Burton
Director Forestry, Wildlife and Parks Division
Ministry of Agriculture and the Environment
fprestry@cwdom.dm

Guadeloupe

Daniel Imbert
Senior Lecturer
Université Antilles-Guyane
Laboratoire de biologie et physiologie végétales
daniel.imbert@univ-ag.fr

François Fromard
Laboratoire Dynamique de la Biodiversité (LADYBIO)
francois.fromard@cict.fr

Samuel LARDEUX
ONF –Jardin d’Essais – 97 139 Abymes
971 Guadeloupe
samuel.lardeux@onf.fr

Grenada

Rolax Frederick - Chief Forestry Officer
Ministry of Agriculture

Martinique

Daniel Imbert
Senior Lecturer
Université Antilles-Guyane
Laboratoire de biologie et physiologie végétales
daniel.imbert@univ-ag.fr

Impact-Mer
Béatrice de Gaulejac
Chef de projet
degaulejac@impact-mer.fr
impact-mer@wanadoo.fr

Saint Kitts and Nevis

Mills Henry
Ministry of Agriculture, Lands, Housing and Development

Saint Lucia

Mickael Andrew
Ministry of Agriculture, Lands, Fisheries and Forestry
gaspardtalk@yahoo.co.uk

Saint Vincent and the Grenadines

Ministry of Agriculture, Industry and Labour, Forestry Division

Trinidad and Tobago

Anthony Ramnerine
Ministry of Agriculture, Land and marine Resources
forestry@tsst.net

Deanesh RAMSEWAK, BSc. Zoology. University of the West Indies,
St. Augustine, Trinidad,
deanesh@gawab.com

Raid Al-Tahir
Department of Surveying and Land Information
The University of the West Indies
Trinidad and Tobago
Raid.AITahir@sta.uwi.edu

8 BIBLIOGRAPHIE

- AFIDÉGNON, D. (1999). "Les mangroves et les formations associées du Sud-Est du Togo: Analyse éco-floristique et cartographie par télédétection spatiale." Th. doct., Univ. BÈnin (Togo) 237.
- AL-TAHIR R (1998). "Monitoring spatial changes of mangrove wetlands using aerial images." NR web: 4 pp.
- BACON, P. R. (1991). The Status of Mangrove Conservation in the Caricom Islands of the Eastern Caribbean. Report to the Commission of the European Communities as part of the Tropical Forestry Action Plan for the Caribbean Region. Mona, Jamaica, University of the West Indies: 211.
- BARBIER, N., COUTERON, P., PROISY, C., MALHI, Y. and GASTELLU-ETCHEGORRY, J. P. (2010). "The variation of apparent crown size and canopy heterogeneity across lowland Amazonian forests " *Global Ecology and Biogeography* 19: 72-84.

- BARNES, E. M. (2000). Coincident detection of crop water stress, nitrogen status and canopy density using ground-based multispectral data. 5th International Conference on Precision Agriculture.
- BETOULLE, J. L. (1998). Variations spatio-temporelles de la production de litière et des apports en éléments minéraux dans les cinq faciès d'une mangrove en Guyane française. Toulouse, Université Paul Sabatier. Thèse de doctorat 171.
- BLASCO, F. (1991). "Les mangroves." *La Recherche* 22(31): 444-453.
- BONN, F. and ROCHON, G. (1992). Précis de télédétection : principes et méthodes. Québec, UREF/AURELF/ Presses de l'Université de Québec.
- BOUCHON-NAVARO, Y., LOUIS, M. and BOUCHON, C. (1997). "Les peuplements ichtyologiques côtiers des Antilles." *Cybiuim(Paris)* 21(1): 107-127.
- BROSSARD, M., IMBERT, D., MENARD, S. and CUNY, P. (1991). "La mangrove de la baie de Fort-de-France: relations sols-végétation et dynamique actuelle." Rapport PNUE, Fort-de-France.
- CANTERA, J. R. (1991). Etude structurale des mangroves et des peuplements macrobenthiques littoraux de deux baies du Pacifique colombien (Malaga et Buenaventura), rapport avec les conditions du milieu et les perturbations anthropiques. . Marseille, Université Aix-Marseille II. Thèse de doctorat 429 pp.
- CHAUVAUD, S. (1997). Cartographie par télédétection à haute résolution des biocénoses marines côtières de la Guadeloupe et de la Martinique. Estimation de la biomasse et de la production primaire des herbiers à *Thalassia testudinum*, Université de Bretagne Occidentale. Doctorat: 265.
- CHAUVAUD, S., BOUCHON, C. and MANIERE, R. (1998). "Remote sensing techniques adapted to high resolution mapping of tropical coastal marine ecosystems (coral reefs, seagrass beds and mangrove)." *International Journal of Remote Sensing* 19(18): 3625-3639.
- CHAUVAUD, S., BOUCHON, C. and MANIERE, R. (2001). "Thematic mapping of tropical marine communities (coral reefs seagrass beds and mangroves) using SPOT data in Guadeloupe Island." *Oceanologica acta* 24: 3-16.
- CHINCHAMEE, A., R., E.-T. and S., B. (NR). "Using Geo-informatics to Manage Natural Vegetation Habitats in Trinidad " gis.esri.com.
- CLOUGH, B., ONG, J. and GONG, W. (1997). "Estimating leaf area index and photosynthetic production in canopies of the mangrove *Rhizophora apiculata*." *MEPS* 159: 285-292.
- COCATRAM (mars 2003). Transfer of Environmentally Sound Technologies for the Sustainable Management of Mangrove Forests: An Overview. Government-designated Expert Meeting on the Transfer of Environmentally-sound Technologies for the Sustainable Management of Mangrove Ecosystems in Latin America and the Wider Caribbean", Managua, Nicaragua.
- COUTERON, P. (2002). "Quantifying change in patterned semi-arid vegetation by Fourier analysis of digitized aerial photographs." *Int. J. Remote Sensing*, 23: 3407-3425.
- DAY, J. W., CONNER, F., LEY-LOU, R. H. and NAVARRO, A. M. (1987). "The productivity and composition of mangrove forest, Laguna de Terminos, Mexico." *Aquatic Botany* 27: 267-284.
- DE PAUL ONANA, V., TRÉBOSEN, H., RUDANT, J.-P., TONYÉ, E. and NZIENGUI, M. (2003). "Cartographie automatique des limites mangroves / mer et des chenaux intérieurs dans les images radar à synthèse d'ouverture par fusion d'informations issues des données de cohérence et d'amplitude." *Télédétection* 3(2-3-4): 265-279.

- DITTMAR, T., LRA, R. J. and KATTNER, G. (2001). "River or mangrove ? Tracing major organic matter sources in tropical Brazilian coastal waters." *Marine Chemistry* 73: 253-271.
- ELLISON, A. M. and FARNSWORTH, E. J. (NR). "Anthropogenic disturbance of Caribbean Mangrove Ecosystems : past impacts, present trends and future predictions." *Biotropica* 28(4a): 549-565.
- FAO (2007). The world's mangroves 1980-2005. F. f. paper, FAO. 153: 89 pp.
- FAO FORESTRY DEPARTMENT (2007). Mangroves of North and Central America 1980-2005 : country reports. Working paper 138. Rome, FAO: 161 pp.
- FOUQUREAN, J. W., SMITH, T. J., POSSLEY, J., COLLINS, T. M., LEE, D. and NAMOFF, S. (2009). "Are mangroves in the tropical Atlantic ripe for invasion? Exotic mangrove trees in the forests of South Florida " *Biol Invasions* Published online : 28 november 2009: 14 pp.
- FRANKLIN, S. E., HALL, R. J., MOSKAL, L. M., MAUDIE, A. J. and LAVIGNE, M. B. (2000). "Incorporating texture into classification of forest species composition from airborne multispectral images." *Int. J. Remote Sensing* 21: 61-79.
- FROMARD, F., VEGA, C. and PROISY, C. (2004). "Half a century of dynamic coastal change affecting mangrove shorelines of French Guiana. A case study based on remote sensing data analyses and field surveys." *Marine Geology* 208(2-4): 265-280.
- GAMON, J., PE UELAS, J. and FIELD, C. (1992). "A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic efficiency* 1." *Remote Sensing of Environment* 41(1): 35-44.
- GAO, J. (1998). "A hybrid method toward accurate mapping of mangroves in a marginal habitat from Spot mutispectral data. ." *Int. J. Remote Sensing* 19(1887-1899).
- GIRARD, M. C. and GIRARD, D. (1999). *Traitement des données de télédétection - Chapitre Zones Humides*.
- GREEN, E. P., MUMBY, P. J., EDWARDS, A. J. and CLARCK, C. D. (2000). *Remote sensing Handbook for tropical coastal management*. Paris, UNESCO.
- GREEN, E. P., MUMBY, P. J., EDWARDS, A. J., CLARK, C. D. and ELLIS, A. C. (1997). "Estimating leaf area index of mangroves from satellite data." *Aquatic botany* 58: 11-19.
- GUELORGET, O. and PERTHUISOT, J. P. (1983). *Le domaine paralique: expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement*, Presses de l'École Normale Supérieure.
- GUILLET, M., RENOUX, E., ROBIN, M., DEBAINE, F., H, R. and S, R. (2008). *Suivi et analyse de l'évolution de la mangrove de Mahajamba (Nord -ouest de Madagascar). "Le littoral : subir, dire, agir"* Lille, France,.
- HAMILTON, S. and SNEDAKER, S. C. (1984). *Handbook for mangrove area management*, Snedaker, S.C.
- HELMER EH, KENNAWAY, T., PEDREROS, D., CLARK, M., MARCANO-VEGA, H., TIESZEN, L., RUZYCKI, T., SCHILL, S. and CARRINGTON, C. (2008). "Land Cover and Forest Formation Distributions for St. Kitts, Nevis, St. Eustatius, Grenada and Barbados from Decision Tree Classification of Cloud-Cleared Satellite Imagery " *Caribbean Journal of Science* 44(2): 175-198.
- HESS, L. L., MELACK, J. M., FILOSO, S. and WANG, Y. (1995). "Delineation of inundated area and vegetation along the Amazon floodplain with the SIR-C Synthetic Aperture Radar, IEEE." *Trans. Geosci. Remote Sensing* 33(4): 896-904.
- IMBERT, D. (2002). *Impact des ouragans sur la structure et la dynamique forestières dans les mangroves des Antilles Bois et forêts des tropiques*. 273: 10 pp.

- IMPACT-MER (2009). Potentiel écologique des mangroves de Martinique : caractérisation morphologique et biologique de la frange littorale: 77 (+ annexes).
- KATHIRESAN, K. and BINGHAM, B. L. (2001). "Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems." *ADVANCES IN MARINE BIOLOGY* 40: 81-251.
- KOPP, D., BOUCHON-NAVARO, Y., LOUIS, M. and BOUCHON, C. (2007). "Diel differences in the seagrass fish assemblages of a Caribbean island in relation to adjacent habitat types." *Aquatic Botany* 87(1): 31-37.
- KOVACS, J., FLORES-VERDUGO, F., WANG, J. and ASPDEN, L. (2004). "Estimating leaf area index of a degraded mangrove forest using high spatial resolution satellite data." *Aquatic Botany* 80(1): 13-22.
- KOVACS, J., WANG, J. and FLORES-VERDUGO, F. (2005). "Mapping mangrove leaf area index at the species level using IKONOS and LAI-2000 sensors for the Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62(1-2): 377-384.
- KOVACS, J. M. (1999). "Assessing mangrove use at the local scale." *Landscape and Urban Planning* 43: 201-208.
- KUSHWAHA, S. P. S., KUNTZ, S. and OESTEN, G. (1994). "Applications of image texture in forest classification." *Int. J. Remote Sensing*, 15: 2273-2284.
- LABBÉ S., ROUX, B., BÉGUÉ, A., LEBOURGEOIS, V. and MALLAVAN, B. (2007). An operational solution to acquire multispectral images with standard light cameras: Characterization and acquisition guidelines. *ISPRS Workshop - Airborne Digital Photogrammetric Sensor Systems*. Newcastle (UK): 6 pp.
- LACERDA, L. D., CONDE, J. E., ALARCON, C., ALVAREZ-LEON, R., BACON, P. R., CROZ, D., KJERFVE, B., POLAINA, J. and VANUCCI, M. (1993). *Mangrove Ecosystems of Latin America and the Caribbean: a Summary* 42 pp.
- LAEGDSGAARD, P. and JOHNSON, C. (2001). "Why do juvenile fish utilise mangrove habitats ? ." *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257: 229-253.
- LEBOURGEOIS V., BÉGUÉ, A., LABBÉ S., MALLAVAN B., PRÉVOT L. and B., R. (2008). "Can commercial digital cameras be used as multispectral sensors? A test on crop monitoring." *Sensors* 8(11): 7300-7322.
- LIU Z., LI J, LIM B., SENG C., INBARAJ S. and Z., S. (2008). "Local spatial statistics for remotely sensed image classification of mangrove." *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 37(B7).
- MANIERE, R. (1998). " Remote sensing techniques adapted to high resolution mapping of tropical coastal marine ecosystems (coral reefs, seagrass beds and mangrove)." *International Journal of Remote Sensing* 19(18): 3625-3639.
- MARIUS, C. (1989). "La mangrove." *La nouvelle revue maritime* 29: 67-73.
- MELIUS, A. (2003). *Mesures radar de la dynamique des mangroves guyanaises D.E.A Méthodes Physiques en Télédétection Université Paris 7* 23 pp.
- MEQUIGNON, L., CROISILLE, G. and LEJEUNE, V. (2005). *Application de la télédétection à l'étude des zones humides : identification des prairies, des roselières, des peupleraies et des gravières Institut français de l'environnement – Office national de la chasse et de la faune sauvage* 132.
- MURRAY, M.-R., ZISMAN, S. A., FURLAY, P. A., MUNRO, D. M., GIBSON, J., RATTER, J., BRIDGEWATER, S., MINTY, C.-D. and PLACE, C.-J. (2003). "The mangroves of Belize. Part.1: Distribution, composition and classification. ." *Forest, Ecology and Management*. 174: 265-279.
- NAGELKERKEN, I. (2007). "Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration?" *Bulletin of Marine Science* 80(3): 595-607.

- PATTERSON, S. (1986). "Mangrove community boundary interpretation and detection of areal changes on Marco Island, Florida: application of digital image processing and remote sensing techniques." Washington, DC; US Fish and Wildlife Service, 1986, 87 p. Ilus, tabs (Biological Report, 86 10).
- PROISY, C., COUTERON, P. and FROMARD, F. (2007). "Predicting and mapping mangrove biomass from canopy grain analysis using Fourier-based textural ordination of IKONOS images." *Remote Sensing of Environment* 109(3): 379-392.
- PROISY, C., GOND, V. and FROMARD, F. (2005). Caractériser l'écosystème guyanais pour mieux le gérer.: 8.
- PROISY, C., MOUGIN, E., FROMARD, F. and RUDANT, J. P. (1998). "Télédétection radar des mangroves de Guyane Française." Numéro spécial Télédétection et Végétation, Photo-Interprétation, Images aériennes et spatiales,(CEMAGREF - ENGREF, 36): 26 pp.
- QI, J., CHEHBOUNI, A., HUETE, A., KERR, Y. and SOROOSHIAN, S. (1994). "A modified soil adjusted vegetation index." *Remote Sensing of Environment* 48(2): 119-126.
- RAMSEWAK, D. (2006). The Integration of Remote Sensing and GIS Technologies for the Development of a Land Use/Cover Map of the Island of Tobago. . Fourth LACCEI International Latin American and Caribbean Conference for Engineering and Technology (LACCET'2006) "Breaking Frontiers and Barriers in Engineering: Education, Research and Practice" Mayagüez, Puerto Rico. .
- RAMSEY, E. W. and JENSEN, J. R. (1966). "Remote sensing of mangrove Wetlands : Relating canopy spectra to site-specific data." *P. E. & R. S* 62: 939-948.
- ROTH, L. C. (1992). "Hurricanes and mangrove regeneration: effects of Hurricane Joan, october 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua." *Biotropica* 24: 375-384.
- ROUSE, J. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS.
- SALEH, M.-A. (2007). "Assessment of mangrove vegetation on Abu Minqar Island of the Red Sea. ." *Journal of arid Environments* 68: 331-336.
- SHEPPARD, C., MATHESON, K., BYTHELL, J., MURPHY, P., MYERS, C. and BLAKE, B. (1995). "Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: Use and assessment of aerial photography." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5(4): 277-298.
- SPALDING, M. D., BLASCO, F. and FIELDS, C. D. (1997). World mangrove atlas. The international Society for Mangrove Ecosystems,. Okinawa, Japan, Spalding M.D., F. Blasco et C.D. Fields (eds),.
- ST ONGE, B. A., COUTURE, M. and ALLEAUME, S. (1998). "Forest stand structure mapping using a species-controlled textural approach. ."
- STACH, N., DESHAYES, M. and DURRIEU, S. (2005). "Mapping clear-cutting in french forests by satellite remote sensing."
- THAMPANYA, U., VERMAAT, J. E., SINSAKUL, S. and PANAPITUKKUL, N. (2006). "Coastal erosion and mangrove progradation of Southern Thailand." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68(1-2): 75-85.
- THEVAND, P. A. (2002). Structure et dynamique des mangroves de la région de Kaw (Guyane Française), Etude par télédétection et analyse in situ. Toulouse, Université Paul Sabatier - Toulouse III. D.E.A. Ecologie des Systèmes Continentaux: 31.
- TILLING, A. K. and AL., E. (2007). "Remote sensing of nitrogen and water stress in wheat." *Field Crops Research*, 104(1-3): 77-85.
- TOFFART, J. L. (1980). Composition, distribution et dynamique des peuplements sessiles des racines de palétuviers et leur importance dans l'écosystème

- littoral en Guadeloupe (Antilles Françaises). Paris 6, Université Pierre et Marie Curie: 115.
- VALIELA, L., J.L., B. and J.K., Y. (2001). "Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments." *Bioscience* 51(10): 807-815.
- VEGA, C. (2000). Dynamique côtière et structuration des mangroves en Guyanes française. Analyse du site de Sinnamary sur la période 1951-1999, par télédétection et étude in situ. : 33.
- VERSTRAETE, M. and PINTY, B. (1996). "Designing optimal spectral indexes for remote sensing applications." *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 34(5): 1254-1265.
- WANG, F. and JUN XU, Y. (2010). "Comparison of remote sensing change detection techniques for assessing hurricane damage to forests." *Environ Monit Assess* 162: 311-326.
- WOOD, E. (2000). Land cover map for Dominica. Caribbean Vegetation and Landcover Mapping Initiative. . I. I. o. T. F. The Nature Conservancy, US Forest Service, EROS Data Center, and US Geological Service.

9 ANNEXES

ANNEXE 1

Seuil de cartographie et seuils d'identification à 1/10 000 (Mequignon & al., 2005)

Echelle carte			1/10.000											
Seuil de cartographies (en mm)			2*2		3*3		4*4		5*5		6*6		7*7	
Surface de l'objet (m²) / (ha)			100 / 0,01		900 / 0,09		1600 / 0,16		2500 / 0,25		3600 / 0,36		4900 / 0,49	
Seuil d'identification (nb pixels)			12	28	12	28	12	28	12	28	12	28	12	28
Taille maximale du pixel (en m)			2,89	1,89	8,66	5,67	11,55	7,56	14,43	9,45	17,32	11,34	20,21	13,23
Surface de l'objet en m2														
Taille du pixel en mètres														
QUICKBIRD Panchromatique	0,64	0,41												
IKONOS Panchromatique	0,8	0,64												
EROS Panchromatique	1	1												
EROS Panchromatique	1,8	3,24												
QUICKBIRD multi spectral	2,44	5,95												
SPOT 5 Panchromatique	2,5	6,25												
SPOT 5 multi spectral	2,5	6,25												
IKONOS multi spectral	3,2	10,24												
SPOT 5 multi spectral	5	25												
IRS Panchromatique	5,8	33,64												
SPOT 5 multi spectral	10	100												
SPOT 4 panchromatique	10	100												
Landsat 7 panchromatique	15	225												
SPOT 4 multi spectral	20	400												
IRS Multi spectral	23	529												
Landsat 7TM (sauf TM6)	30	900												
Landsat 4 & 5	30	900												

Seuil de cartographie et seuils d'identification à 1/25 000 (Mequignon & al., 2005)

Echelle carte			1/25.000											
Seuil de cartographies (en mm)			2*2		3*3		4*4		5*5		6*6		7*7	
Surface de l'objet (m²) / (ha)			2500 / 0,25		5600 / 0,56		10 000 / 1		15 600 / 1,56		22 500 / 2,25		30 600 / 3,06	
Seuil d'identification (nb pixels)			12	28	12	28	12	28	12	28	12	28	12	28
Taille maximale du pixel (en m)			14,4	9,4	21,6	14,1	28,9	18,9	36	23,6	43,3	28,4	50,5	33,1
Surface de l'objet (en m²)														
Taille du pixel en mètres														
QUICKBIRD Panchromatique	0,64	0,41												
IKONOS Panchromatique	0,8	0,64												
EROS Panchromatique	1	1												
EROS Panchromatique	1,8	3,24												
QUICKBIRD multi spectral	2,44	5,95												
SPOT 5 Panchromatique	2,5	6,25												
SPOT 5 multi spectral	2,5	6,25												
IKONOS multi spectral	3,2	10,24												
SPOT 5 multi spectral	5	25												
IRS Panchromatique	5,8	33,64												
SPOT 5 multi spectral	10	100												
SPOT 4 panchromatique	10	100												
Landsat 7 panchromatique	15	225												
SPOT 4 multi spectral	20	400												
IRS Multi spectral	23	529												
Landsat 7TM (sauf TM6)	30	900												
Landsat 4 & 5	30	900												

Seuil de cartographie et seuils d'identification à 1/50 000 (Mequignon & al., 2005)

Echelle carte			1/50.000					
Seuil de cartographies (en mm)			2*2		3*3		4*4	
Surface de l'objet (m ² / ha)			10 000 / 1		22 500 / 2,25		40 000 / 4	
Seuil d'identification (nb pixels)			12	28	12	28	12	28
Taille maximale du pixel (en m)			28,9	18,9	43,3	28,4	57,7	37,8
Surface de l'objet (en m2)								
Taille du pixel en mètres								
QUICKBIRD Panchromatique	0,64	0,41						
IKONOS Panchromatique	0,8	0,64						
EROS Panchromatique	1	1						
EROS Panchromatique	1,8	3,24						
QUICKBIRD multi spectral	2,44	5,95						
SPOT 5 panchromatique	2,5	6,25						
SPOT 5 multi spectral	2,5	6,25						
IKONOS multi spectral	3,2	10,24						
SPOT 5 multi spectral	5	25						
IRS Panchromatique	5,8	33,64						
SPOT 5 multi spectral	10	100						
SPOT 4 panchromatique	10	100						
Landsat 7 panchromatique	15	225						
SPOT 4 multi spectral	20	400						
IRS Multi spectral	23	529						
Landsat 7TM (sauf TM6)	30	900						
Landsat 4 & 5	30	900						

Annexe 2

Méthodes de détection de changement, définition du glossaire des termes de télédétection du Centre Canadien de Télédétection (CCT) :

Terme : Image de rapport

Définition : Image créée par la division de la moyenne d'un ensemble de pixels de deux images différentes d'une même région.

Explication : Les rapports peuvent aider à accentuer des différences subtiles et à minimiser l'information non désirée. Les effets de système et de traitement doivent être considérés puisque cette opération est très sensible au bruit qu'ils produisent. Le bruit devrait être réduit avant la production d'un rapport d'image. Les rapports d'image doivent être rehaussés afin de produire une image acceptable pour l'interprétation visuelle. Leur interprétation nécessite une connaissance de la réflectance, de l'illumination et des conditions au sol. Les indices de végétation (NDVI, VI) et les images composites de minéraux sont des exemples d'images de rapport. Avec les données d'une image Landsat TM, il est possible de déterminer les zones riches en oxydes de fer en étudiant le rapport des bandes 3/1, les zones riches en argiles par le rapport 5/7 et les zones riches en minéraux ferreux par le rapport 5/4.

Terme : Image de différence

Définition : Image créée par la soustraction de la valeur moyenne d'un ensemble de pixels de deux images différentes de la même région.

Explication : Cette opération produit une valeur négative ou positive là où un changement s'est produit. La valeur de zéro indique les parcelles où aucun changement ne s'est produit. Lors de l'interprétation de l'image de différence, il est important de tenir compte d'une valeur limite entre changement et non changement.

Terme : Analyse du vecteur de changement

Définition : Une méthode de la détection de changement qui exploite les différences spectrales ou spatiales pour détecter du changement ou dérangement.

Explication : Sur un graphique, on reporte les valeurs de chaque pixel d'une image par rapport au pixel correspondant de l'autre image. Les deux variables spectrales montreront la magnitude et la direction du changement dans le temps.

Terme : Comparaison thématique

Définition : La comparaison du rendement thématique de deux ou plusieurs sources.

Explication : Cette opération identifie les zones et la nature des changements (en agriculture, en utilisation des sols ou en zones urbaines). La précision finale dépend de la précision des classifications initiales de l'image originale, et toutes les erreurs sont cumulatives